

LES BIENFAITS ENVIRONNEMENTAUX, SOCIAUX ET ÉCONOMIQUES
DES CORRIDORS FAUNIQUE

Par

Jean-Philippe Roux-Groleau

Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement en vue de l'obtention
du grade de Maître en environnement (M. Env.)

Directeur d'essai Yves Bourassa

CENTRE UNIVERSITAIRE DE FORMATION EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, 21 janvier 2012

SOMMAIRE

Mots-clefs : corridor faunique, service écosystémique, biens et services des écosystèmes, évaluation économique, corridor faunique Mont-Tremblant, séquestration de carbone, tonne de carbone, tonne de CO₂, séquestration de CO₂, valeur économique, cerf de Virginie.

La fragmentation des habitats est un réel problème menaçant la biodiversité des organismes vivants. Ceci réduit les chances de continuation des espèces d'animaux et de plantes sur la Terre. Le corridor faunique est un outil mis sur pied pour faire face à ce problème. Le présent travail vise à déterminer les bienfaits environnementaux, sociaux et économiques des corridors fauniques. L'objectif a été de démontrer qu'un corridor faunique a des bénéfices qui dépassent la sphère environnementale et qui se répercutent sur l'économie et la société en général.

Un corridor faunique est mis sur pied selon les objectifs de conservation et des paramètres biologiques propres aux espèces animales visées. Ainsi, cette stratégie de conservation peut être appliquée à une multitude de contextes socioéconomiques. Pour arriver à déterminer l'impact des corridors sur les sphères du développement durable, le cadre d'analyse de la valeur économique totale a été présenté. Les techniques d'évaluation économique ont aussi été décrites. Un outil a été bâti pour évaluer adéquatement les services écosystémiques des corridors fauniques. Cet outil a ensuite été appliqué au cas du corridor faunique du cerf de Virginie au Mont-Tremblant. Deux services écosystémiques ont été évalués économiquement, soit la séquestration de CO₂ par les arbres et la chasse sportive du cerf de Virginie.

Avec l'ajout d'un corridor faunique, la ville de Mont-Tremblant éviterait 1 836 000 \$ de dommages liés au changement climatique sur une période de 30 ans. En ce qui concerne le cerf de Virginie, la ville verrait ses retombées économiques augmentées de 186 849 000 \$ pour la même période. Ces valeurs calculées comptent plusieurs incertitudes. Une étude coût-bénéfice de tous les services écosystémiques offrirait une valeur économique plus complète du corridor pour la municipalité de Mont-Tremblant.

REMERCIEMENTS

Je désire exprimer ma sincère gratitude envers mon directeur d'essai Monsieur Yves Bourassa, Économiste chez Environnement Canada. Monsieur Bourassa a fait preuve d'une précieuse patience et m'a encouragé tout au long du processus. Je suis aussi reconnaissant du support qu'il m'a voué. Je tiens aussi à remercier Monsieur Serge Léonard, Directeur au Service de l'environnement de la ville de Mont-Tremblant, pour la suggestion du sujet d'essai ainsi que pour son support tout au long de l'essai. Je suis aussi reconnaissant à Monsieur Louis-Martin Levac, Directeur au Service de l'urbanisme à la ville de Mont-Tremblant, pour sa coopération au niveau du processus du corridor faunique au Mont-Tremblant. Je dois aussi souligner l'aide de Madame Vicky Fréchette, Spécialiste en aménagement du territoire et développement du territoire à la MRC des Laurentides, pour ses judicieuses informations sur le corridor faunique. L'aide de Monsieur Michel Hénault, Biologiste au ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, a été indispensable pour l'évaluation économique du cerf de Virginie dans la région du Mont-Tremblant. Je tiens à remercier Madame Marie-France Roux du ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Je suis aussi très reconnaissant envers Madame Judith Vien, Conseillère pédagogique au Centre universitaire de formation en environnement à l'Université de Sherbrooke. Son support a été crucial pour l'accomplissement de cet essai. L'encouragement infatigable et les multiples relectures de Cindy Bissonnette ont été essentiels à la réalisation de ce travail. Je remercie Jade Vadenbossche pour sa précieuse aide concernant la formulation de la problématique, les statistiques et la qualité du français. Du même souffle, je suis reconnaissant envers Pascal Bédard pour la relecture de mon texte. La bonne humeur et les cafés de Loïc Guillemot, propriétaire du Café Européen Père & Fils à Boucherville, m'ont soutenu au cours de l'exécution du travail. Finalement, je remercie ma famille, mes amis et mes collègues pour leur encouragement tout au long du travail.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1 LE CORRIDOR FAUNIQUE	4
1.1 La fragmentation des habitats et la connectivité	4
1.1.1 Les théories sur la fragmentation.....	7
1.2 Concept de corridor faunique	8
1.3 Exemples de corridors fauniques.....	12
2 LES BIENFAITS DES CORRIDORS FAUNIQUES	16
2.1 Les fonctions et les services écosystémiques des corridors fauniques.....	16
2.1.1 Les services écosystémiques et le développement durable	19
2.2 La valeur économique totale.....	22
2.2.1 Types de valeurs de la VÉT.....	23
2.2.2 Survol des méthodes d'évaluation économique	26
2.2.3 Survol des limites de l'évaluation économique de services écosystémiques ...	31
2.3 Méthodologie pour calculer les bienfaits d'un corridor	33
3 LE CORRIDOR FAUNIQUE DU MONT-TREMBLANT	36
3.1 Mise en contexte du corridor faunique du Mont-Tremblant	36
3.1.1 Chronologie des évènements	36
3.1.2 Changements à la réglementation pour la création du corridor faunique.....	38
3.1.3 Modifications au schéma d'aménagement	38
3.2 Modifications de la législation de la ville de Mont-Tremblant	40

3.2.1	Présentation du corridor faunique au Mont-Tremblant	42
3.3	Application de la méthodologie pour calculer les bienfaits du corridor.....	44
3.3.1	Déterminer les services écosystémiques et effectuer la collecte des données..	45
3.3.2	Lien entre les services écosystémiques, leurs utilisations et les valeurs	51
3.3.3	Choix des méthodes d'évaluation économique	52
4	CALCUL DES VALEURS ÉCONOMIQUES DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES CHOISIS.....	55
4.1	Scénarios de référence et politique.....	55
4.2	Évaluation économique de la séquestration de CO ₂	58
4.3	Chasse sportive du cerf de Virginie.....	64
5	ANALYSE DES RÉSULTATS ET RECOMMANDATIONS.....	68
5.1	Recommandations	70
5.2	Discussion sur la durabilité forte et faible	71
	CONCLUSION	74
	RÉFÉRENCES	76
	ANNEXE - 1 EXEMPLES DE CORRIDORS	85
	ANNEXE - 2 COURBE DE KUZNET	91
	ANNEXE - 3 GUIDE DU TRANSFERT DES BÉNÉFICES DE DEFRA	93
	ANNEXE - 4 RECENSEMENT DES TERRAINS DANS LE CORRIDOR FAUNIQUE.....	95
	ANNEXE - 5 ÉTAPES DÉTAILLÉES DU CALCUL DE LA VALEUR DE LA SÉQUESTRATION DU CO₂.....	97

ANNEXE - 6 ÉTAPES DÉTAILLÉES DU CALCUL DES RETOMBÉES ÉCONOMIQUES DU CERF DE VIRGINIE..... 116

LISTE DES FIGURES, DES TABLEAUX ET DES ÉQUATIONS

Figure 1.1 Exemple de fragmentation	5
Figure 2.1 Modèle de développement durable modifié.....	20
Figure 2.2 Valeurs selon les usages.....	24
Figure 3.1 Corridor faunique du Mont-Tremblant	43
Tableau 1.1 Impacts négatifs de la fragmentation des habitats	6
Tableau 1.2 Typologie élargie des corridors	10
Tableau 2.1 Fonctions et exemples de services écosystémiques.....	17
Tableau 2.2 Typologie du MEA.....	18
Tableau 2.3 Approches et méthodes d'évaluation économique des écosystèmes.....	26
Tableau 2.4 Conditions de succès pour transfert de bénéfices	29
Tableau 2.5 Sept étapes pour le transfert de bénéfices.....	30
Tableau 2.6 Tableau des étapes de l'outil d'évaluation économique	33
Tableau 3.1 Orientations sectorielles résidence faunique et corridor faunique, adapté du schéma d'aménagement.....	39
Tableau 3.2 Modifications réglementaires par affectation	40
Tableau 3.3 Comparaison des normes selon les affectations du territoire	41
Tableau 3.4 Règlements d'urbanisme modifiés par la Ville de Mont-Tremblant	42
Tableau 3.5 Services écosystémiques recensés – fonction d'approvisionnement.....	47

Tableau 3.6 Services écosystémiques recensés – fonction de régulation.....	49
Tableau 3.7 Services écosystémiques recensés – fonction culturelle.....	51
Tableau 3.8 Services écosystémiques étudiés du corridor faunique au Mont-Tremblant....	52
Tableau 3.9 Critères de détermination de la méthode d'évaluation économique.....	53
Tableau 4.1 Comparaison des affectations	56
Tableau 4.2 Scénario de référence avec les anciennes affectations	57
Tableau 4.3 Scénario politique avec l'affectation « faunique »	58
Tableau 4.4 Âge du couvert forestier	59
Tableau 4.5 Équivalence des essences du corridor faunique dans les tables de rendement du MRNF.....	60
Tableau 4.6 Facteurs de densité des essences d'arbres pour calculer la biomasse.....	62
Tableau 4.7 Valeur de la séquestration de CO ₂ dans les deux scénarios	64
Tableau 4.8 Indice de perturbation et taux de croissance du cerf de Virginie	66
Tableau 4.9 Résultat de l'évaluation du cerf de Virginie	66
Tableau 5.1 Résultat de l'évaluation économique des services écosystémiques du corridor faunique au Mont-Tremblant.....	68
Équation 4.1 Biomasse par-dessus terre (BPT).....	62
Équation 4.2 Biomasse sous terre (BST).....	62
Équation 4.3 Stock total de CO ₂	62
Équation 4.4 Modèle du taux de croissance du caribou de Sorensen.....	65

LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

BPT	Biomasse par-dessus terre
BST	Biomasse sous terre
CO ₂	Dioxyde de carbone
DEFRA	Department for Environment, Food and Rural Affairs
DME	Danish Ministry of the Environment
É.-U.	États-Unis
ha	Hectare
IQS	Indice qualité station
km	Kilomètre
km ²	Kilomètre carré
log/ha	Logement par hectare
L.A.U.	Loi sur l'aménagement et l'urbanisme
M. Env.	Maître en environnement
m	Mètre
m ²	Mètre carré
m ³	Mètre cube
m ³ /ha	Mètre cube par hectare
MAMROT	Ministère des Affaires municipales, des Régions et de

l'Occupation du territoire

MEA	Millenium Ecosystem Assessment
MRC	Municipalité régionale de comté
MRCL	Municipalité régionale de comté des Laurentides
MRNF	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
ONU	Organisation des Nations Unies
PIB	Produit intérieur brut
t	Tonne
tC	Tonne de carbone
tCO ₂	Tonne de dioxyde de carbone
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
t/m ³	Tonne par mètre cube
VDMT	Ville de Mont-Tremblant
VÉT	Valeur économique totale
Y2Y	Yellowstone to Yukon

INTRODUCTION

Le développement économique des sociétés humaines a eu un impact sur la taille et la qualité des habitats naturels. La fragmentation de ces habitats est une des conséquences de ce développement où plusieurs écosystèmes se retrouvent séparés les uns des autres. Cette isolation réduit les chances de survie des organismes s'y retrouvant. À long terme, ceci peut se traduire en une perte de la biodiversité.

Heureusement, il existe des stratégies de conservation qui visent à réduire, voir renverser, les effets de la fragmentation. Parmi celles-ci, le corridor faunique est un outil permettant de réduire l'isolement de la faune et de la flore. Son utilisation est courante tant au Québec qu'autour du monde pour protéger des espèces fauniques, floristiques ou des écosystèmes en entier. Ayant comme but la conservation d'organismes, son utilisation est motivée a priori par les bienfaits environnementaux. Cependant, un vide existe par rapport aux connaissances de ses bienfaits au niveau social et économique. Par exemple, lors de l'établissement d'un corridor faunique au Mont-Tremblant, les commanditaires du projet ont eu du mal à vendre l'idée en partie dû au manque d'arguments économiques (Fréchette, 2011a). Certains perçoivent ce type d'outil comme étant une entrave au développement économique (Léonard, 2011). En effet, les normes de développement des terrains touchés par un corridor peuvent alors être plus restrictives. Ainsi, le développement économique devient plus complexe ou même impossible à réaliser.

Un corridor faunique pour le cerf de Virginie a été mis en place dans la Ville de Mont-Tremblant. Son utilité est remise en question par le monde des affaires et les élus locaux qui y voient une entrave au développement économique de la ville (*Ib.*). En effet, les décideurs ont baptisé, à la blague, le corridor faunique d'autoroute à chevreuil (*Ib.*).

Dans une perspective de développement durable, l'essai vise comme objectif principal à déterminer les bienfaits économiques, sociaux et environnementaux qui découlent de l'établissement d'un corridor faunique. Cet exercice permettra d'élargir la perception des acteurs touchés en démontrant que les impacts du corridor faunique dépassent la sphère environnementale. Pour arriver à cet objectif, le travail s'articule autour de cinq chapitres.

Le premier chapitre a pour objectif d'exposer au lecteur les concepts sur lesquels est fondé le corridor faunique, sa construction, ses buts ainsi que des exemples. Avec cette information, le lecteur sera bien outillé pour comprendre l'utilité du corridor faunique et entamer le second chapitre sur ses bienfaits.

Le deuxième chapitre portera sur la méthodologie utilisée pour évaluer les bienfaits environnementaux, sociaux et économiques des corridors fauniques. La typologie des fonctions d'écosystème sera présentée en premier lieu. Puis, la gestion par écosystème sera exposée dans un cadre de développement durable. Ensuite, le cadre d'analyse privilégiée pour l'analyse des avantages économiques sera la valeur économique totale (VÉT). Le concept de valeur sera brièvement survolé ainsi que les différentes techniques pour calculer la VÉT. Le chapitre se terminera sur le développement d'un outil contenant les étapes pour réussir une évaluation économique de la VÉT d'un corridor faunique. Cet outil sera appliqué à l'exemple du corridor faunique au Mont-Tremblant. Avec le deuxième chapitre complété, le lecteur aura une bonne connaissance des concepts clefs et des étapes à suivre pour évaluer économiquement un service écosystémique dans un corridor faunique.

Le troisième chapitre appliquera la méthodologie exposée au chapitre deux concrètement, soit pour le corridor faunique au Mont-Tremblant. En premier lieu, une brève chronologie des événements ayant mené à l'établissement du corridor faunique sera présentée. Ceci sera suivi d'une présentation du corridor faunique au Mont-Tremblant. Une fois cette introduction complétée, l'outil développé à la fin du chapitre deux sera appliqué.

La méthodologie d'évaluation économique des deux services écosystémiques retenus sera effectuée au quatrième chapitre. Ce chapitre détaillera les hypothèses, les sources de données et les calculs permettant d'effectuer une évaluation économique. Le chapitre complètera le précédent en analysant les résultats de l'évaluation économique. De plus, des recommandations seront offertes pour améliorer le calcul de la valeur des services écosystémiques. Le chapitre se terminera sur une brève discussion de la durabilité forte et faible au sujet des deux services écosystémiques. Cet exercice offrira la chance de comparer la vision économique néoclassique, soit la durabilité faible, avec la vision de la biologie et de l'écologie, soit la durabilité forte. Le travail sera complété d'une conclusion.

Celle-ci fera état des différents points importants du travail et d'une piste de recherche future découlant du présent travail.

Les sources documentaires privilégiées pour le travail sont en ordre d'importance décroissante d'origine universitaire, gouvernementale, d'experts et d'organisations internationales reconnues. La validité des sources est établie par la possibilité de retrouver de l'information à plus de deux endroits. Au niveau des ressources d'experts, ces dernières ont été sélectionnées par leur connaissance au niveau du sujet d'étude et, dans le cas échéant, par leur implication dans l'établissement du corridor faunique du Mont-Tremblant.

1 LE CORRIDOR FAUNIQUE

La préservation de la biodiversité est un sujet d'actualité comme l'a démontré l'intérêt porté à l'année internationale de diversité biologique en 2010 (ONU, 2010). Durant cette même année, le ministère des Affaires municipales, Régionales et de l'Organisation du territoire du Québec (MAMROT) a émis un guide détaillé sur la préservation de la biodiversité en milieu urbain (MAMROT, 2010a).

La biodiversité est primordiale pour la bonne opération des fonctions écosystémiques. Certaines de ses fonctions nous procurent des bienfaits et, par conséquent, sont identifiées comme services écosystémiques (MAMROT, 2010a). De plus, une grande incertitude plane sur les rôles écologiques des espèces (Hilty *et al.*, 2006). Ainsi, il est important de protéger la biodiversité par une prudence accrue et des stratégies de conservation.

Différents outils sont proposés pour protéger la biodiversité, dont le corridor faunique. Avant de présenter cet outil, il importe de présenter le problème qu'il vise à mitiger ou enrayer, soit la fragmentation des habitats. Les théories biologiques visant à expliquer ce phénomène et comment y remédier seront étalées par la suite. Ceci est important pour bien cerner les bases théoriques qui ont mené à la création du corridor faunique.

Une fois cette première partie terminée, le concept de corridor faunique sera présenté. Ses éléments constitutifs seront présentés en premier lieu. Par la suite, les différents types de corridors de préservation seront présentés. La section sera complétée d'exemples de corridors fauniques qui démontreront l'étendue de l'application de cet outil dans différents contextes environnementaux, sociaux et économiques.

1.1 La fragmentation des habitats et la connectivité

La fragmentation est définie comme étant la conversion d'un grand paysage continu en plus petits blocs ou îlots d'habitats séparés les uns des autres (Anderson and Jenkins, 2006; Bennett, 2003) de tailles et de configuration variables (Hilty *et al.*, 2006). La source de la fragmentation est plus souvent liée au développement humain par le changement d'utilisation du territoire (Hilty *et al.*, 2006). L'activité de la coupe à blanc dans l'exploitation forestière est un exemple de changement d'utilisation du territoire. La coupe

réduit la taille des habitats forestiers originaux en de plus petits îlots (*Ib.*). La faune et la flore se retrouvent donc isolées (*Ib.*; Bennett, 2003) et les déplacements des animaux sont donc réduits (MAMROT, 2010a). Cette division du paysage mène à la disparition d'habitats (Hilty *et al.*, 2006) entraînant une panoplie de conséquences néfastes sur les écosystèmes et les espèces d'organismes vivants.

Les effets négatifs de la fragmentation sont multiples. Ceux présentés ci-dessous sont majoritairement de nature environnementale. Cependant, les impacts négatifs débordent aussi sur la sphère sociale et économique. Les impacts négatifs seront brièvement énumérés et ne seront pas sujet à évaluation économique dans cet essai. Le présent essai vise à évaluer les impacts positifs de la diminution de la fragmentation par le maintien d'un corridor faunique.

Parmi les effets négatifs, on compte une réduction de grandeur de population faunique et floristique (Anderson and Jenkins, 2006; MAMROT, 2010a). Les communautés d'animaux, soit les différents types d'animaux vivants dans un habitat, peuvent être détruites par un débalancement proportionnel d'un type d'animaux par rapport à d'autres (Anderson and Jenkins, 2006). Par exemple, la réduction du nombre de prédateurs dans un habitat peut mener à une explosion du nombre de proies herbivores. Ces dernières pourraient dévaliser la flore par leur surpopulation. Certaines espèces peuvent même disparaître de l'habitat (Bennett, 2003).

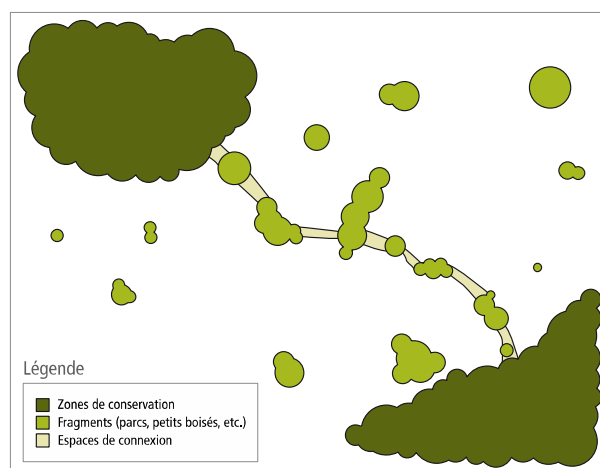


Figure 1.1 Exemple de fragmentation
Tirée de MAMROT, 2010a, p. 47

Les îlots d'habitats sont aussi susceptibles aux effets de bordures (*Ib.*; Hilty *et al.*, 2006; Bennett, 2003). En effet, le changement des composantes écologiques et microclimatiques aux abords de l'îlot peut affecter les espèces fauniques et floristiques (MAMROT, 2010a; Hilty *et al.*, 2006). Une autre conséquence des effets de bordures est la vulnérabilité accrue de l'écosystème de l'îlot à l'introduction de nouvelles espèces exotiques envahissantes (Anderson, 2006; Hilty *et al.*, 2006; MAMROT, 2010a) et la possibilité accrue de prédation (Hilty *et al.*, 2006). Les troupeaux d'animaux domestiqués, tels que les vaches, peuvent entrer en compétition avec la faune de l'îlot pour la nourriture (*Ib.*). Finalement, les effets de bordures sont complétés par la chasse comme activité récréative (*Ib.*) et la pollution de la lumière et du son (*Ib.*). Ces derniers peuvent avoir un effet néfaste sur l'écosystème visé. Un autre impact de la fragmentation est le changement, voire la possible dégradation, des fonctions des écosystèmes dû à la baisse ou la disparition de la faune ou de la flore de laquelle ces écosystèmes dépendent (*Ib.*; Bennett, 2003). Par exemple, la disparition du cerf de Virginie dans les régions de chasse mettrait fin à ce service écosystémique. Ainsi, le précédent paragraphe démontre à quel point la fragmentation des habitats a une grande incidence sur les écosystèmes s'y retrouvant.

Tableau 1.1 Impacts négatifs de la fragmentation des habitats

Inspiré d'Hilty *et al.*, 2006, p. 151 et Anderson and Jenkins, 2006, p. 2 et MAMROT, 2010a, p. 48

<ul style="list-style-type: none"> • Réduction d'espèces et de la taille de la population floristique et faunique • Effets de bordure <ul style="list-style-type: none"> ○ Changement des composantes écologiques et microclimatiques ○ Espèce(s) exotique(s) envahissante(s) ○ Prédation accrue ○ Compétition avec troupeau domestiqué ○ Chasse ○ Pollution de bruit et de lumière
--

Le rétablissement d'une connectivité entre les îlots d'habitats est crucial pour remédier aux impacts de la fragmentation (Anderson and Jenkins, 2006). La connectivité est définie simplement comme une connexion ou un lien qui unit deux îlots d'habitats en bonne santé (Hilty *et al.*, 2006). L'arrangement dans l'espace des éléments du paysage et de leur qualité influence le mouvement des organismes entre les blocs d'habitat dans la mosaïque du paysage (*Ib.*; Bennett, 2003). Le paysage regroupe les différents habitats qui le composent (Bennett, 2003). Ainsi, la connectivité vise à représenter tous les éléments qui modifient la

facilité de déplacement des organismes entre les différents habitats.

1.1.1 Les théories sur la fragmentation

Les concepts de fragmentation et de connectivité des habitats sont le fruit de l'évolution de la pensée scientifique de la conservation. Cette dernière s'articule autour de trois théories qui se construisent les unes sur les autres. Les théories se complexifient et tentent d'incorporer plus de variables afin d'offrir un remède plus efficace à la fragmentation des habitats.

La théorie de la biogéographie insulaire stipule que les grandes îles et celles plus proches du continent comprennent une biodiversité plus riche que les îles isolées (Anderson and Jenkins, 2006; Hilty *et al.*, 2006). L'équilibre des espèces, ou la biodiversité, sur les îles est déterminé par le ratio composé du taux de colonisation de nouvelles espèces et du taux d'extinction des espèces aborigènes (Bennett, 2003). Le taux de colonisation est déterminé par le degré d'isolation de l'île (*Ib.*; Anderson and Jenkins, 2006) par rapport au continent. À titre d'exemple, une partie d'une forêt est coupée transformant l'habitat homogène en de petits îlots. Les îlots d'habitats plus près de la forêt originale risquent de recevoir plus de vagues d'organismes colonisateurs que les îlots plus éloignés. Dans un deuxième temps, il y aura plus d'extinction d'espèces floristiques et fauniques dans les îlots éloignés. Plus ces derniers seront petits, moins il y aura de biodiversité. Cette théorie a été délaissée à cause de son applicabilité limitée à des îlots d'habitats sur la terre. En effet, les habitats fragmentés sur terre ne sont pas complètement indépendants de la mosaïque du paysage, ce que cette théorie ne prend pas en compte (*Ib.*; Bennett, 2003). Bref, il existe des interactions importantes entre les îlots d'habitats et l'habitat majoritaire du paysage qui sont ignorées par cette théorie. Cependant, cette théorie pose les bases sur le déplacement des organismes entre îlots d'habitats.

La seconde théorie, soit la théorie des métapopulations, est bâtie sur la première. Cette deuxième théorie s'enrichit en portant sur les interactions des populations d'espèces entre différents îlots d'habitats (Anderson and Jenkins, 2006; Hilty *et al.*, 2006). Chaque population d'espèces est à risque de disparition (Bennett, 2003). Cependant, si les membres des populations se déplacent d'îlot en îlot, à travers la mosaïque du paysage, le mélange de

nouveaux gènes encouragerait leur continuation (*Ib.*; Anderson and Jenkins, 2006). Sans ce déplacement, les populations immobiles sur les îlots seraient sujettes à la destruction de leur habitat par un désastre naturel (*Ib.*; Bennett, 2003) et à une perte de diversité génétique (Anderson and Jenkins, 2006; Bennett, 2003). La théorie explique donc l'importance d'assurer le déplacement des organismes entre les îlots d'habitats pour assurer leur survie (*Ib.*). Bien que plus complète que la première théorie, la difficulté de quantifier ces processus d'échanges fauniques et floristiques entre les îlots et le manque de données empiriques (Bennett, 2003; Anderson and Jenkins, 2006) ont poussé le monde scientifique vers une nouvelle théorie, celle de l'écologie du paysage.

Cette dernière théorie est plus complète et intègre les connaissances à l'échelle d'un paysage. De plus, cette dernière cherche à comprendre comment la structure du paysage influence le mouvement des espèces et des phénomènes écologiques (Bennett, 2003; Anderson and Jenkins, 2006). La structure du paysage est une mosaïque de trois éléments. Les îlots ou fragments, le premier élément, sont des habitats faisant partie de la matrice. La matrice, le second élément, représente l'habitat dominant. Finalement, les corridors servent de liens entre les habitats fragmentés (*Ib.*). Le déplacement d'organismes, matériaux et énergie est une fonction du paysage (*Ib.*). Ainsi, la fonction de conduit du paysage peut être améliorée ou restaurée dans certains secteurs avec l'aide d'un corridor (*Ib.*). Ce dernier peut aussi servir d'autres fonctions : un habitat, une barrière ou un filtre pour permettre le passage d'une partie de la faune, d'une source ou un puits d'organismes et de matériaux (*Ib.*; Bennett, 2003). Ainsi, cette théorie permet donc d'avoir une vision globale des éléments et de leur cheminement dans le paysage. Ce faisant, cette théorie permet donc de repérer les variables clefs pour assurer une connectivité entre les habitats fragmentés pour des organismes visés. L'écologie du paysage permet donc de relever les variables clefs à prendre en compte lors de la conception d'un corridor faunique.

1.2 Concept de corridor faunique

Avec les origines théoriques établies, une présentation du concept de corridor peut commencer. Dans la littérature, un corridor est défini comme un endroit où la connectivité entre les espèces, les écosystèmes et les fonctions écosystémiques sont maintenus ou

restaurés (Anderson and Jenkins, 2006). Cet endroit facilite aussi le mouvement de la faune et de la flore entre au moins deux îlots d'habitats similaires qui ne sont pas reliés autrement (Hilty *et al.*, 2006). Pour le MAMROT, un corridor écologique relie deux zones noyaux ou îlot d'habitat, source de biodiversité (MAMROT, 2010). Ainsi, un corridor agit comme une sorte de route que les espèces floristiques et fauniques peuvent emprunter pour s'y implanter, s'y reposer, se nourrir et pour se déplacer entre les habitats qui leur sont propices.

Il existe différents types de corridors. Leur type dépend des objectifs de conservation. Un corridor peut-être non planifié (Hilty *et al.*, 2006), comme une rigole entre deux champs (*Ib.*). Parmi ceux qui sont planifiés, on compte les bandes riveraines (*Ib.*). À ceux-ci s'ajoutent les corridors visant la protection d'une seule espèce et ceux visant la protection d'une communauté d'espèces. Il n'existe aucune typologie précise répandue. Cependant, Anderson et Jenkins les ont regroupés en deux grandes catégories selon leur revue de la littérature (voir tableau 1.2) : soit un corridor linéaire et un corridor de paysage, ou « Landscape Corridor » (Anderson and Jenkins, 2006). La première catégorie est un corridor en ligne droite typiquement sur une distance de 10 kilomètres (km), mais non limitée à cette mesure (*Ib.*). Ce type de corridor est utilisé lorsqu'une large partie de la matrice du paysage est hostile aux espèces visées par le corridor (*Ib.*). Ces espèces doivent donc emprunter ce chemin pour se déplacer entre les habitats desquels elles sont très dépendantes (*Ib.*). Un exemple de ce type de corridor est celui du Mont-Tremblant pour le cerf de Virginie. Le corridor est généralement en ligne droite et permet à la faune de se déplacer tout en évitant les éléments de la mosaïque lui étant néfaste comme les routes. La deuxième catégorie est le corridor de paysage, ou communément appelé un réseau biologique (MAMROT, 2010a), soit un réseau de corridors. Ce corridor tisse des liens de connectivité vers plusieurs directions entre habitats sur une l'échelle d'un paysage (*Ib.*). Selon le recensement des auteurs en 2006, ce réseau de corridor couvre une surface pouvant aller jusqu'à 1 000 kilomètres carrés (km²) (*Ib.*). Cependant, ceci n'empêche pas des réseaux plus ambitieux, soit ayant une plus grande superficie. Ce type de corridor est possible si une grande partie de l'habitat est encore intacte (*Ib.*). Les espèces qui y vivent doivent aussi avoir besoin d'un grand territoire de déplacement et être capables de sortir de leur habitat (*Ib.*). Le corridor « Yellowstone to Yukon » est un exemple de ce type de

corridor avec une superficie de 1,3 million de km² à ce jour (Yellowstone to Yukon (Y2Y), 2011a).

Tableau 1.2 Typologie élargie des corridors

Inspiré d'Anderson and Jenkins, 2006, p. 18 et MAMROT, 2010a, p. 51

Type de corridor	Utilités
Corridor habitat	Corridor linéaire d'habitat reliant deux blocs d'habitats.
Corridor de déplacement, dispersion ou faunique	Corridor mis sur pied pour faciliter le déplacement d'une ou plusieurs espèce(s) selon les caractéristiques de celle(s)-ci.
Corridor écologique, biologique ou de biodiversité	Corridor de petite à grande échelle visant à restaurer les fonctions écosystémiques sur lesquels la biodiversité dépend.
Réseau écologique (réseau de corridors)	Système de corridor dans plusieurs directions. Surtout utilisé dans des milieux où la matrice est hostile au déplacement de la faune ou flore visée.

La construction d'un corridor est tributaire des besoins des espèces, des habitats, des écosystèmes, des fonctions écosystémiques (Bennett, 2003; Anderson and Jenkins, 2006) ainsi que des facteurs économiques, sociaux et politiques (*Ib.*). Dans cette optique, il importe de bien définir les objectifs de conservation visés par le corridor. Ceux-ci peuvent être la protection d'une ou plusieurs espèces (*Ib.*). La conception du corridor doit prendre en compte les comportements particuliers de chaque espèce à protéger pour s'assurer qu'elle emprunte ce corridor sans oublier les impacts dans les sphères sociales et économiques.

Trois éléments de conception permettent d'atteindre les objectifs de conservation : la largeur, la connectivité et la qualité de l'habitat à l'intérieur du corridor (*Ib.*; MAMROT, 2010a). La largeur joue un rôle très important; elle minimise les effets de bordure et les dérangements venant de la matrice, telle que précédemment exposée (Anderson and Jenkins, 2006). La largeur dépend des besoins des espèces qui l'empruntent (*Ib.*; MAMROT, 2010a) et de la distance à parcourir (Anderson and Jenkins, 2006) pour atteindre l'autre fragment d'habitat.

La connectivité est aussi une variable très importante dans un corridor. Cette dernière est mesurée selon les interruptions du corridor entre les habitats (Anderson and Jenkins, 2006; MAMROT, 2010a). La connectivité dépend aussi de la présence d'autres corridors et de

plus grands espaces d'habitat dans le corridor, ou noyaux d'habitat de qualité, permettant aux espèces de se reposer durant le parcours (Anderson and Jenkins, 2006; Hilty *et al.*, 2006). La connectivité est aussi influencée par la distance entre les îlots d'habitats et la capacité de la faune à parcourir la distance (*Ib.*). À ceci s'ajoute l'adversité de la matrice du paysage, les habitats à l'extérieur des îlots (*Ib.*). Il revient donc à dire que la connectivité a deux grands types de variables : celles de nature structurelle, liées à la mosaïque du paysage, et celles regroupant les réactions ou le comportement des espèces protégées (Bennett, 2003).

L'établissement de corridor dans un but de conservation est contesté au niveau de sa performance environnementale et économique. En effet, il existe des réserves à savoir si les bienfaits des corridors dépassent les effets négatifs sur l'environnement et l'économie. Le premier point soulevé fait référence au manque de données empiriques démontrant l'efficacité des corridors à réduire les effets de la fragmentation des habitats (Anderson and Jenkins, 2006; Bennett, 2003). En effet, les études détaillant de telles informations sont rares. Ces dernières se concentrent sur le comportement des espèces protégées dans le corridor sans donner d'informations sur les activités de la matrice environnante (Anderson and Jenkins, 2006). Le manque d'information est nuancé par le fait qu'il n'y a pas de preuves qu'un corridor nuise à la flore ou à la faune (*Ib.*). Dans l'absence de toutes les informations pertinentes, il est sage de penser que deux habitats reliés représentent une situation naturelle et préférable à la fragmentation (*Ib.*; Bennett, 2003). De plus, le principe de précaution s'applique dans le cas où les corridors n'ont pas d'impacts négatifs (*Ib.*). Les effets négatifs de la fragmentation du territoire sur la faune et la flore sont prouvés (*Ib.*; Anderson and Jenkins, 2006). Ces effets démontrent bien que les corridors sont préférables au statu quo.

La seconde controverse découle directement de la première. Les effets positifs dépassent-ils les effets négatifs qu'un corridor peut avoir (*Ib.*; Bennett, 2003; Hilty *et al.*, 2006) ? Par exemple, un corridor peut encourager l'expansion d'une espèce exotique envahissante qui pourrait détruire les espèces dans l'habitat (Bennett, 2003). Cependant, le premier point de discordance vient nuancer ce type de critique. En effet, il existe peu d'évidence scientifique sur certains de ces effets négatifs des corridors (*Ib.*; Anderson and Jenkins, 2006).

Le dernier point pose la même interrogation que la première réserve formulée dans la sphère sociale et économique. Le corridor est-il la meilleure stratégie de conservation dans une perspective coût-bénéfice (Bennett, 2003; Anderson and Jenkins, 2006) ? Ainsi, l'établissement du corridor pourrait négliger d'autres stratégies moins coûteuses tout aussi efficaces (Bennett, 2003; Anderson and Jenkins, 2006). Les analyses coût-bénéfice devraient prendre en compte les bénéfices environnementaux du corridor, comme les services et fonctions écosystémiques, en plus des coûts économiques (Anderson and Jenkins, 2006; Bennett, 2003). À ces bénéfices pourraient aussi être ajoutés les coûts sociaux dans une perspective de développement durable. Ceci permettrait donc d'offrir une vision plus complète de la contribution du corridor versus ses coûts de mise en place et d'entretien.

Le corridor fait donc partie d'une stratégie de conservation permettant d'offrir la connectivité entre différents habitats fragmentés. Cet outil est donc utilisé par les populations floristiques et fauniques pour se déplacer et favoriser leur continuation. Chaque corridor se doit d'être adapté aux espèces pour lesquelles il est conçu. Malgré ses points positifs, il existe quand même une incertitude autour de son efficacité, de ses impacts négatifs et de ses coûts.

1.3 Exemples de corridors fauniques

Il existe un grand nombre de projets de corridor faunique à l'échelle planétaire. Pour démontrer l'universalité de l'application de cet outil, cinq projets seront présentés. En effet ceux-ci démontreront que des corridors peuvent être établis à différentes échelles avec des réalités sociales, économiques et environnementales différentes.

Le premier exemple est le corridor forestier du Mont-Saint-Bruno. Celui-ci cible trois objectifs. Cet exemple vise à maintenir l'intégrité du corridor forestier (Nature-Action Québec, 2011). À ceci s'ajoute le désir de contrer la perte et la fragmentation de l'habitat de plusieurs espèces fauniques (35) et floristiques (41) (*Ib.*), ces dernières ayant un statut précaire et d'intérêt (*Ib.*). Finalement, le corridor vise à créer une zone tampon autour du parc national du Mont-Saint-Bruno (*Ib.*). Le projet de corridor vise à couvrir 40 km de territoire touchant 17 municipalités de la Rive-Sud de Montréal (*Ib.*) (voir annexe 1). La

superficie totale est de 19 000 hectares (ha) (*Ib.*). La largeur moyenne du territoire est d'environ 900 mètres (Lafrance, 2011). Le corridor relie plusieurs milieux naturels qui seraient autrement isolés (*Ib.*). De plus, ce dernier passe en majorité sur des terres privées (*Ib.*); le succès de ce projet repose donc sur la coopération et le support des propriétaires terriens.

Le second exemple est situé au nord-ouest de l'île de Montréal sur L'Île-Bizard. Le Corridor écoforestier de L'Île-Bizard a pour but de relier les foyers de biodiversité du Parc-nature du bois-de-L'Île-Bizard (situé au nord-est) à ceux du Parc-Nature du Cap Saint-Jacques (situé au sud-ouest de l'île) (PLANI-CITÉ, 2006) (voir annexe 1). Quatre objectifs majeurs sont poursuivis pour la mise en place de ce corridor. Dans un premier temps, le corridor protège des écosystèmes viables et diversifiés dans les milieux humides et les peuplements forestiers à haute valeur écologique sur les territoires en développement (*Ib.*). Le second objectif est une consolidation des parcs-natures et une conservation des milieux naturels d'intérêt écologique ou ayant un rôle essentiel pour les habitats fauniques (*Ib.*). Le troisième vise la protection de terres au nord du parc-nature du bois-de-l'île-Bizard pour les besoins de la faune tels que ceux du cerf de Virginie (*Ib.*). Finalement, le dernier objectif est d'assurer un corridor biologique entre les deux parcs-nature mentionnés précédemment (*Ib.*). Le corridor couvre donc l'île du sud-ouest au nord-est et a une largeur minimale de 1 km au centre (Ville de Montréal, 2007). Le corridor passe en grande majorité sur des terres zonées agricoles, dont deux terrains de golf (PLANI-CITÉ, 2006). Selon les consultations populaires effectuées, la majorité de la population est en faveur de la protection des milieux naturels (*Ib.*). Le ministère du Transport du Québec possède des terres qui sectionnent en deux le corridor forestier (*Ib.*). Le ministère a réservé l'usage de ses terres pour la construction d'une extension à l'autoroute 440 (*Ib.*). Cependant, le projet n'est pas prévu à court terme (*Ib.*). Si ce projet a lieu, une coordination serrée des efforts de conservation entre les différents acteurs est essentielle afin de s'assurer que le corridor ne soit scindé en deux parties orphelines.

Sur la scène internationale, le corridor faunique « Yellowstone to Yukon » est un ambitieux projet qui vise à relier la faune du Yukon à celle du parc de Yellowstone aux États-Unis. Le corridor est plutôt un réseau de corridors réunis dans un écoterritoire qui touche aux

territoires du Yukon et du Nord Ouest, à la Colombie-Britannique et à la province de l'Alberta au Canada (Yellowstone to Yukon (Y2Y), 2011a). Aux États-Unis, cinq états sont touchés, soit le Montana, l'Idaho, le Wyoming, l'Oregon et Washington (*Ib.*). La superficie du corridor faunique Y2Y est de 1,3 million de km² (*Ib.*). Il s'agit donc d'un énorme projet avec une panoplie de juridictions politiques différentes. Le but du corridor est le maintien et la restauration des habitats et de ses espèces. À ceci s'ajoute le souhait de relier ces habitats par des corridors (*Ib.*). Par exemple, un effort considérable a été déployé pour maximiser la connectivité entre des habitats séparés par l'autoroute Transcanadienne. Ces passages ont permis de réduire de 80 % les fatalités fauniques dues à des accidents routiers (Zalac et Rose, 2009). La stratégie de conservation est dite parapluie (Y2Y, 2011b); le corridor vise une large sélection d'espèces, au lieu de se concentrer sur une seule. Parmi les espèces protégées, on compte l'ours grizzli, qui avait complètement disparu du nord des États-Unis (Zalac et Rose, 2009). Les loups, le carcajou et le caribou montagnoux (Y2Y, 2011b) sont aussi visés par ce projet. Ce projet de conservation est impressionnant par sa taille et la complexité de sa gestion, vu la quantité d'acteurs impliqués.

Le réseau de corridors de Bowman Valley près de Canmore en Alberta fait partie de l'écorégion de Y2Y (Anderson and Jenkins, 2006). Ce dernier vise la protection des caribous et des ours (*Ib.*). La vallée, où seront définis les corridors, mesure 10 km de long par 1,5 km de large (*Ib.*). Les groupes de conservation et des élus municipaux ont formé une coalition pour trouver des solutions préservant le corridor (*Ib.*). Le gouvernement provincial a même mis sur pied un groupe de consultation qui a émis un guide de normes pour le développement dans cette vallée (*Ib.*). Par exemple, les corridors pour les gros carnivores devraient mesurer au minimum 350 m de largeur pour assurer leur déplacement sécuritaire. Cependant, ces normes n'ont pas de poids légal et il incombe à la ville d'effectuer les changements au niveau de l'aménagement du territoire. La pression sur la municipalité est grande puisque les projets domiciliaires et récréotouristiques sont nombreux (*Ib.*). Il est donc primordial de sous-peser les bienfaits économiques, sociaux et environnementaux pour déterminer quel aménagement du territoire améliorera le plus le bien-être des résidents de Canmore.

Le quatrième exemple est un projet de réseau de corridors fauniques pour le chat sauvage d'Europe en Allemagne, où seulement 5 000 félins existent (Von Bedrow, 2007). Le projet lancé en 2007 vise à relier les parcs nationaux allemands avec 20 000 km de corridors fauniques ayant une largeur minimale de 50 mètres (Von Bedrow, 2007; BUND, 2010) (voir annexe 1). Ceci est un projet ambitieux compte tenu de la densité de population humaine sur ce territoire. En comparaison, le Canada a une densité de population de 3,5 personnes par km² en 2006 (Ressources Naturelles Canada, 2009), tandis que l'Allemagne compte 229 personnes par km² (Eurostat, s. d.; Central Intelligence Agency, s. d.). Il est logique de penser qu'un corridor faunique établi en Allemagne risque d'affecter plus de personnes qu'au Canada. Le projet prévoit des corridors d'une largeur de 50 mètres (Von Bedrow, 2007). De plus, il sera le plus grand à l'échelle européenne (*Ib.*). Le groupe BUND, un groupe environnemental allemand, pilote le projet avec les ministères environnementaux des états allemands touchés (Von Bedrow, 2007; BUND 2010).

Le corridor faunique n'est pas seulement réservé aux pays industrialisés. En effet, plusieurs projets existent dans les pays en voie de développement, tels que la Tanzanie. Le Corridor faunique Selous-Niassa relie la réserve de Selous en Tanzanie, site patrimonial de l'UNESCO, à la réserve Niassa du Mozambique au Sud (Selous-Niassa Wildlife Corridor, 2010) (voir annexe 1). Ce dernier a une longueur de 160 km avec une largeur minimale de 150 km pour une superficie d'environ 17 000 km² (*Ib.*). Le corridor a été conçu autour de la trajectoire de migration des éléphants (Tanzania Wildlife Research Institute, 2009). Cependant, de multiples autres espèces s'y retrouvent, telles que le buffle et l'antilope de sable, deux espèces qui composent avec les éléphants la majorité de la faune du corridor (*Ib.*). De plus, la biodiversité de la faune semble être en progression depuis les trois derniers recensements effectués (*Ib.*). Plus de 29 villages sont établis sur le corridor faunique. La gestion des terrains et des ressources naturelles se fait de façon participative afin d'aider la situation économique des localités, en plus de la biodiversité (Selous-Niassa Wildlife Corridor, 2010). L'exemple de ce corridor démontre qu'une stratégie de conservation peut être appliquée à un pays n'ayant pas les mêmes ressources financières et techniques qu'un pays industrialisé.

2 LES BIENFAITS DES CORRIDORS FAUNIQUES

Le concept de corridor faunique a été introduit et expliqué au premier chapitre. Ainsi, les corridors fauniques peuvent entraîner des bénéfices pour la biodiversité. Le présent chapitre vise à approfondir l'analyse des bienfaits en essayant de produire un outil permettant de les identifier et de les évaluer monétairement.

Pour y arriver, le chapitre s'articulera autour de la présentation des composantes essentielles de l'outil. En premier lieu, une typologie des différentes fonctions des écosystèmes de corridor faunique sera présentée avec leurs usages pour les humains. Lorsque ces fonctions produisent un bienfait pour les humains, elles deviennent des services écosystémiques (MEA, 2005). L'approche de gestion par écosystème, telle que suggérée par le *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA) et *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB), sera ensuite présentée dans un cadre de développement durable. Par la suite, le cadre d'analyse de la valeur économique totale (VÉT) sera expliqué pour bien exposer le cœur de l'outil. Les méthodes d'évaluation économiques suivront.

Une dernière section s'ajoutera pour terminer le chapitre. Cette dernière détaillera la méthodologie qui sera suivie pour évaluer les bienfaits du corridor faunique au Mont-Tremblant au troisième chapitre. Une fois le deuxième chapitre complété, le lecteur aura une vue d'ensemble des services écosystémiques pouvant exister dans un corridor faunique et, par conséquent, pouvant être évalués avec des outils économiques.

2.1 Les fonctions et les services écosystémiques des corridors fauniques

Une fonction écosystémique est définie comme étant « la capacité des processus et composants naturels à produire des biens et services qui satisfont les besoins humains, directement ou indirectement » (De Groot *et al.*, 2002, p. 394). Ainsi, cette pensée est analogue à une usine qui emploie des procédés, du capital humain, technique et financier pour produire des biens ou des services pour ses consommateurs. Les fonctions sont regroupées en quatre catégories selon la typologie suggérée par De Groot, soit : les fonctions de régulation, d'habitat, de production et d'information (*Ib.*).

Les bienfaits des fonctions définissent les services écosystémiques qui sont d'intérêt pour les humains. Les services écosystémiques sont définis dans le MEA comme étant les biens et services découlant des fonctions des écosystèmes (MEA, 2005). De cette façon, les services écosystémiques obtiennent leur valeur de la présence des humains (De Groot *et al.*, 2002). En fait, les services écosystémiques sont les usages que font les humains des écosystèmes. Ceci est un concept clef qui facilite l'évaluation en terme monétaire des services. Cette notion sera détaillée dans la prochaine section.

Un corridor faunique peut être établi à peu près n'importe où. Ce faisant, un corridor peut incorporer une grande variété d'écosystèmes et, ainsi, de fonctions d'écosystème. Il est donc utile de présenter une liste, la plus complète possible, de fonctions liées à des services écosystémiques (voir tableau 2.1).

Tableau 2.1 Fonctions et exemples de services écosystémiques
Tiré de De Groot *et al.*, 2002, p. 396-397

Catégorie de fonction	Fonction écosystémique	Exemples de services écosystémiques
Fonctions de régulation : Capacité d'un écosystème à réguler ses processus écologiques et ceux qui supportent la vie.	Régulation des gaz	Protection UVB avec l'ozone Maintien de la qualité de l'air Influence sur le climat
	Régulation du climat	Maintien d'un climat favorable à l'humain
	Prévention d'événements perturbateurs sur les écosystèmes	Protection des tempêtes Protection des inondations
	Régulation de l'eau	Drainage et irrigation naturelle Voie de transport
	Offre d'eau	Procure de l'eau potable
	Rétention du sol	Maintien des terres arables Prévention de l'érosion et de l'engorgement
	Formation du sol	Maintien de la productivité des terres arables Maintien des terres naturelles et productives
	Régulation des nutriments	Maintien des sols en santé et la productivité des écosystèmes
	Traitement des déchets	Contrôle de la pollution et détoxification Filtration des particules de poussières Réduction de la pollution auditive
	Pollinisation	Pollinisation de plante sauvage et de culture
Fonctions d'habitat Capacité à offrir un habitat et un lieu de reproduction pour la faune et la flore pour protéger la biodiversité	Contrôle biologique	Contrôle des pestes et maladies Réduction des effets néfastes des herbivores
	Fonction de refuge	Maintien des habitats propices au maintien des populations d'espèces
	Fonction de pouponnière	Maintien des habitats propices au renouvellement des populations d'espèces

Tableau 2.1 Fonctions et exemples de services écosystémiques (suite)

Tiré de De Groot *et al.*, 2002, p. 396-397

Catégorie de fonction	Fonction écosystémique	Exemples de services écosystémiques
Fonctions de production Procure des ressources naturelles renouvelables	Fonction de production de nourriture	Chasse, pêche, fruits Agriculture et aquaculture à petite échelle
	Ressources brutes	Matériau de construction tel que le bois Source d'énergie
	Ressources génétiques	Domaine pharmaceutique Outils et modèles chimiques Tests et essais sur des organismes
	Ressources médicinales	Domaine pharmaceutique
	Ressources ornementales	Mode et bijoux
Fonctions d'information Développement cognitif	Information esthétique	Jouissance d'un paysage
	Récréation	Écotourisme
	Information culturelle et artistique	Source pour les livres, film, folklore, symbole national, architecture, campagne publicitaire
	Information spirituelle et historique	Utilisation de la nature pour des fins religieuses ou historiques (patrimoine par exemple)
	Science et éducation	Recherche scientifique

En 2005, la communauté internationale a présenté une approche unifiée dans le MEA pour effectuer une analyse par écosystème. Le fruit du travail est le tableau ci-dessous qui, somme tout, est très similaire au précédent. Il s'agit d'une réorganisation des catégories des fonctions du précédent tableau.

Tableau 2.2 Typologie du MEA

Tiré du MEA, 2005, p. 57

Catégorie de services	Services écosystémiques
Services d'approvisionnement : biens obtenus des écosystèmes	Nourriture, eau douce, bois comme carburant, fibre textile, produits biochimiques, ressources génétiques, ressources ornementales
Services de régulation : Bénéfices venant du bon fonctionnement des processus des écosystèmes	Maintien de la qualité de l'air, régulation du climat, régulation de l'eau, contrôle de l'érosion, purification de l'eau et traitement des déchets, régulation des maladies humaines, contrôle biologique, pollinisation, protection contre les tempêtes
Services culturels : bénéfices immatériels dérivés des usages des écosystèmes	Diversité culturelle, valeurs spirituelles et religieuses, système de connaissance (formel et traditionnel), valeurs éducatives, valeur d'inspiration, valeurs d'esthétique, relations sociales, sentiment d'appartenance (terroir), valeurs d'héritage culturel, récréation et écotourisme
Services de support : services qui sont nécessaires au bon fonctionnement des trois catégories précédentes	Formation du sol, cycle des nutriments, production primaire

Il existe cependant des particularités propres à la classification du MEA par rapport aux catégories de services. Les services culturels dépendent des valeurs humaines, des comportements, des institutions humaines, et de l'organisation sociale, économique et

politique. Ainsi, ces services varieront de région en région (MEA, 2005). Les services de support sont considérés comme des services intermédiaires qui permettent la production des autres services finaux (*Ib.*). De plus, certains de ceux-ci se déroulent sur une longue période de temps comme la formation de sol (*Ib.*). Ces services ne sont donc pas évalués directement, mais en relation avec leur contribution dans les services finaux (*Ib.*).

Le présent travail utilise la classification du MEA parmi les deux classifications des fonctions présentées précédemment. Cette classification a été retenue pour évaluer l'état de la biodiversité dans le MEA qui est un effort international commandité par l'Organisation des Nations Unies (ONU). De plus, les rapports TEEB, qui sont axés sur la détermination de la valeur de la biodiversité en terme économique, utilisent aussi ce cadre d'analyse. Les rapports TEEB ont été commandés par l'Union Européenne. L'utilisation de la typologie des services dans ces deux rapports démontre que cette dernière est reconnue à l'échelle internationale.

Une critique a été formulée à l'égard de la typologie du MEA par Wallace. Ce chercheur indique que la présente classification mêle les processus écosystémiques avec les services finaux et intermédiaires (Wallace, 2007). Par exemple, la pollinisation n'est pas un service, mais bien un processus écosystémique, car l'humain consomme les produits agricoles comme services. Selon lui, il existe une incertitude par rapport aux définitions des mots clefs de processus, fonctions et services écosystémiques (*Ib.*). Selon Wallace, sa typologie de services écosystémiques permet d'éviter les erreurs de double comptage (*Ib.*). Cette opinion ne semble pas avoir été partagée par l'équipe du TEEB. Pour cette raison, la classification des services écosystémiques du MEA satisfait les besoins du présent travail. En effet, le but de l'essai est de démontrer la valeur des bienfaits des corridors fauniques et non d'effectuer une évaluation économique totale et stricte de la valeur des écosystèmes dans un but décisionnel.

2.1.1 Les services écosystémiques et le développement durable

Les corridors fauniques visent à préserver des écosystèmes pour assurer la protection de la faune et de la flore. Dans cette perspective, une approche de gestion environnementale globale est adoptée, soit la gestion par écosystème.

La gestion par écosystème modifie la conceptualisation du concept du développement durable. Cette approche offre une gestion intégrée des ressources en terre, en eau et des ressources vivantes (écosystèmes) qui encourage la conservation, l'usage durable et le partage équitable des bénéfices (ONU, 2008). Cette approche mène à un possible remaniement du modèle trisphérique du développement durable (voir figure 2.1). Ce modèle est souvent décrit théoriquement comme étant l'état d'équilibre entre la sphère environnementale, sociale et économique. Les trois sphères ont plus ou moins le même poids dans l'équation (Vaillancourt, 1998).

L'emphase est mise sur la sphère environnementale dans le cas de la gestion par écosystème. Dans ce modèle, le poids de la sphère environnementale est égal à celui des deux autres sphères (*Ib.*). En effet, l'environnement est considéré comme la condition essentielle à l'épanouissement des autres sphères (ONU, 2008). Sans les écosystèmes, l'humain ne pourrait exister. Une modification au cadre de référence du développement durable est donc suggérée.

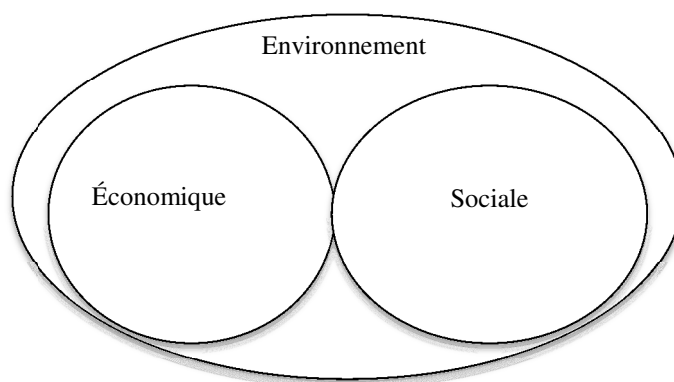


Figure 2.1 Modèle de développement durable modifié
Tirée d'ONU, 2008, p. 187

Il est intéressant de faire un parallèle entre le développement économique et la conception du développement durable selon cette approche. Dans le cas de développement économique, la sphère économique est traditionnellement présentée comme le moteur pouvant mener à l'épanouissement de la société du point de vue social et environnemental. Dans cette optique, le développement de l'économie mène à un bien-être social par l'augmentation de la richesse, soit une croissance du produit intérieur brute (PIB). Une fois

fortunée, la société peut allouer des ressources pour gérer sa performance environnementale. La protection environnementale est souvent considérée comme un luxe pour les pays en voie de développement, car d'autres priorités plus pressantes doivent être gérées. La courbe environnementale de Kutznet est un modèle limité qui illustre ce point. Cette dernière expose la relation entre les phases de développement économique et la qualité de l'environnement à différents stades de développement économique (Panayotou, 2003). Il s'agit d'une courbe en forme de « u » inversé (*Ib.*, Grossman and Krueger, 1995) (voir annexe 2). Lorsqu'un pays commence à se développer ou à s'industrialiser, sa pollution augmente avec le produit intérieur brut (PIB) (Panayotou, 2003). La qualité de l'environnement commence à s'améliorer lorsqu'un changement structurel de l'économie a lieu avec une augmentation du PIB (Grossman and Krueger, 1995). Les acteurs économiques commencent à mettre en place des technologies plus propres et arrêtent les procédés polluants (*Ib.*). Ainsi, les industries améliorent leur performance environnementale et le secteur des services de l'économie se développe. Cependant, le modèle ne prend pas en compte la sous-traitance de la production de produits polluants dans les pays plus pauvres (*Ib.*). Le modèle met sous hypothèse qu'avec un PIB grandissant la population met en place des politiques et mécanismes pour réduire la pollution (*Ib.*). Ce modèle a été développé aux États-Unis et n'est pas nécessairement applicable au restant de la planète (Chen, 2009). Malgré tout, il offre une vision qui illustre bien la pensée économique néoclassique de la relation de l'environnement et du développement.

L'approche du développement économique néoclassique est à l'opposé d'une approche de gestion par écosystème. La différence conceptuelle marquée se rapporte au poids donné à l'environnement. La gestion par écosystème cadre mieux avec l'évaluation économique des services écosystémiques. L'importance des écosystèmes pour la survie de l'humain est indéniable. Sans écosystèmes, il n'y aurait pas de services écosystémiques et, par conséquent, pas d'espèce humaine sur Terre (MEA, 2005). Pour cette raison, cette approche conceptuelle du développement durable semble la plus appropriée pour évaluer la valeur économique des écosystèmes.

2.2 La valeur économique totale

La valeur économique totale (VÉT) est un cadre d'analyse permettant de considérer monétairement les services écosystémiques. La VÉT permet de recenser les différents types de valeurs qui peuvent être associés à des services écosystémiques. Des méthodologies d'évaluation économiques peuvent ensuite être appliquées à ces types de valeurs pour déterminer leur importance monétaire. Cette section débutera par la raison d'être de mettre une valeur monétaire à un écosystème. Cela sera suivi par un bref survol des types de valeurs contenues dans la VÉT. Par la suite, les méthodologies d'évaluation et les limites de ce genre d'analyse seront expliquées. Il est important de présenter ces techniques pour bien comprendre son application au chapitre trois.

La biodiversité n'a pas de prix sur le marché (Brahic et Terreaux, 2009). Les acteurs économiques l'ignorent dans leurs calculs économiques (*Ib.*), démontrant le mauvais fonctionnement du marché. Les services écosystémiques sont considérés comme une externalité positive (TEEB, 2010). On en vient donc à dire que ces derniers offrent des bénéfices pour l'économie qui ne sont pas comptabilisés directement dans le marché.

C'est ici que la VÉT s'offre comme une solution pour internaliser une certaine partie de cette contribution positive à l'économie. Cette technique est décrite comme la somme des valeurs de tous les flux de services (bénéfices) futurs et présents qui provient du capital naturel à un taux d'actualisation adéquat (*Ib.*). La VÉT offre un cadre d'analyse qui tente de faire ressortir les préférences humaines du changement de l'état de l'environnement en terme monétaire (Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA), 2006). Cette information peut ensuite être utilisée dans un processus décisionnel (*Ib.*). Ce type d'évaluation révèle les relations de la société et de l'environnement, soit les décisions qui peuvent avoir un impact sur la valeur des services (TEEB, 2010). Cette évaluation se fait en unités monétaires qui peuvent être intégrées dans les processus décisionnels (*Ib.*). Ainsi, la VÉT offre un cadre d'analyse cohérent et systématique pour les décideurs. Ce cadre leur permet d'avoir confiance qu'ils ont pris en considération tous les aspects d'un problème dans la limite des connaissances actuelles pour faire des choix éclairés (DEFRA, 2006). Les

différents coûts et bienfaits liés à un projet peuvent ainsi être comparés à ceux d'une autre option de développement. Ceci permet d'obtenir une perspective globale d'un projet.

Cette approche d'évaluation anthropocentrique vise à déterminer les bienfaits économiques de la perspective humaine ou l'utilité dérivée par les humains (*Ib.*). Ceci rend le calcul des valeurs des écosystèmes plus facile à effectuer et à internaliser.

2.2.1 Types de valeurs de la VÉT

En économie, la valeur d'un bien ou d'un service d'un écosystème devrait contenir deux éléments. La valeur doit contenir le flux de services à un moment donné, valeur de l'extrait (TEEB, 2010; DEFRA, 2006). À ceci s'ajoute la capacité de l'écosystème à fournir ses services sur une longue échelle de temps, soit la valeur d'assurance (*Ib.*). Dans un contexte économique, la valeur mesurée est celle d'un bien ou d'un service qui permet d'atteindre un but (santé, bien-être) (TEEB, 2010). La valeur mesurée est donnée par un acteur économique selon ses préférences qui dépendent de sa situation socioéconomique, sa culture et d'autres facteurs (*Ib.*).

Cette définition de la valeur est de source anthropocentrique (DEFRA, 2006). Cependant, il est reconnu qu'il existe une valeur intrinsèque à la nature (*Ib.*). En effet, l'environnement est à la base et supporte l'activité humaine (*Ib.*). Cependant, l'analyse se penche sur les changements marginaux des flux de services écosystémiques, car ceux-ci sont plus facilement estimables d'un point de vue économique.

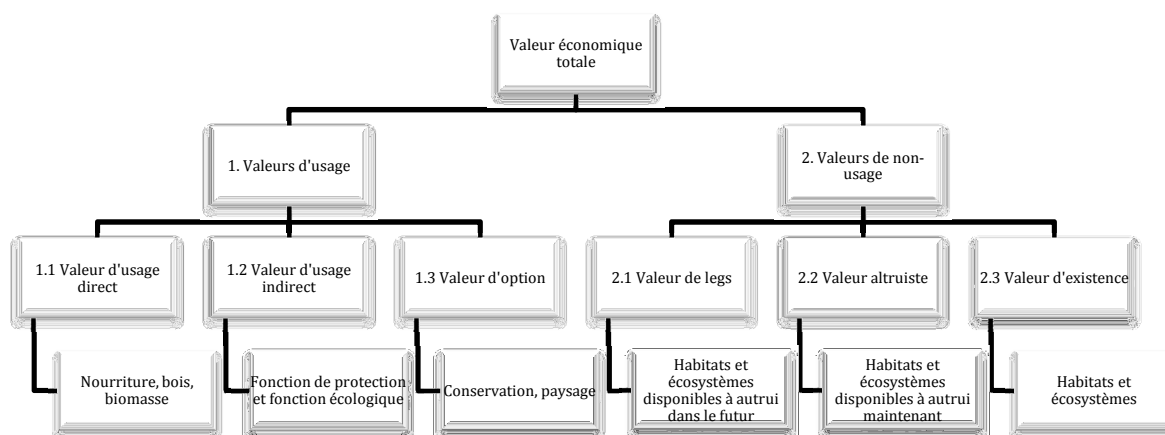


Figure 2.2 Valeurs selon les usages

Adaptée de TEEB, 2010, p. 14 et Brahic et Terreaux, 2009, p. 31

Les valeurs de la VÉT sont réparties en deux grandes catégories, soit les valeurs d'usage (1) et celles de non-usage (2). Dans la première catégorie, un individu utilise ou prévoit utiliser un service écosystémique (TEEB, 2010; Brahic et Terreaux, 2009; DEFRA, 2006). La valeur d'usage (1) est, à son tour, divisée en trois. La valeur d'usage direct (1.1) représente le bénéfice direct qu'un individu retire d'une activité avec ou sans prélèvement de ressources (Brahic et Terreaux, 2009; TEEB, 2010). L'aménagement de sentiers praticables dans un corridor faunique constituerait un service écosystémique de valeur d'usage direct. La valeur d'usage indirect (1.2), soit la seconde valeur d'usage, est définie comme étant le bénéfice de services écosystémiques supportés par une ressource qui n'est pas consommée directement (DEFRA, 2006; Brahic et Terreaux, 2009). Les services de régulation, comme la régulation de la qualité de l'air, font partie de ce type de valeur (TEEB, 2010). La flore d'un corridor faunique pourrait jouer un rôle important dans la qualité de l'air. Par exemple, les arbres enlèvent 12 grammes de pollution par kilomètre carré de couvert forestier (David Suzuki Foundation, 2008).

La troisième valeur terminant cette catégorie est celle dite d'option (1.3). Cette dernière permet d'évaluer la valeur d'un service écosystémique qui pourrait être consommé dans le futur (DEFRA, 2006). Ainsi, un actif naturel est préservé dans le moment présent pour ses flux de services dans le futur (Brahic et Terreaux, 2009; TEEB, 2009). Cette dernière valeur est aussi qualifiée de quasi-option, soit une police d'assurance en attendant que

l'incertitude autour de l'évaluation de VÉT soit réduite (TEEB, 2009). Ce type de valeur est motivé par trois conditions. Certaines décisions sur le sort d'un écosystème sont irréversibles (Brahic et Terreaux, 2009). Il existe une incertitude par rapport au futur (*Ib.*); on ne sait pas quels seront les développements. Finalement, le processus décisionnel se fait par séquences et profite des gains d'informations (*Ib.*; DEFRA, 2006). Ceci revient donc à dire que l'on tient compte des informations qui seront peut-être disponibles dans le futur dans le processus décisionnel. La valeur d'option d'un corridor faunique serait de préserver la biodiversité en général, car les interactions entre tous les organismes vivants sont difficilement quantifiables à l'heure actuelle. En bref, tous les bénéfices dérivés d'un écosystème ne sont pas encore connus; il est donc préférable de protéger tous les organismes vivant à l'intérieur de cet écosystème. Dans le cas du Mont-Tremblant, le corridor faunique a été conçu selon les besoins du cerf de Virginie (Fréchette, 2011b). Cependant, d'autres espèces fauniques et floristiques seront aussi protégées. Il faudra par contre attendre de nouvelles études pour connaître l'étendue de la protection.

La seconde grande catégorie de valeurs de la VÉT est composée des valeurs de non-usage (2). Ces dernières reflètent la valeur dérivée de la connaissance qu'un écosystème est maintenu (DEFRA, 2006) et son accès sera maintenu (TEEB, 2010; Brahic et Terreaux, 2009). La valeur de legs (2.1) considère que la ressource écosystémique sera léguée aux générations futures, soit l'équité intergénérationnelle (DEFRA, 2006; TEEB, 2010). Un legs de terrain pour faire un tracé de corridor faunique est un exemple de ce type de valeur. La valeur altruiste (2.2) dénote la valeur attachée au fait que d'autres personnes puissent bénéficier des services écosystémiques, soit l'équité intragénérationnelle (*Ib.*). Finalement, la valeur d'existence reflète la valeur que la présence d'un service écosystémique a malgré qu'aucune utilisation ne soit prévue (*Ib.*). Par exemple, le corridor faunique au Mont-Tremblant, prévu pour le cerf de Virginie, pourrait aussi protéger d'autres espèces d'animaux. Les valeurs de non-usage sont particulièrement difficiles à chiffrer (DEFRA, 2006) étant donné qu'elles dépendent des propriétés morales, religieuses et de beauté propres à chaque individu (TEEB, 2010).

La VÉT offre donc une opportunité de couvrir une panoplie de valeurs qui touchent aux différentes sphères du développement durable. Ces valeurs confirment que la gestion par

écosystème considère l'importance de la sphère environnementale pour les bénéfices des sphères économiques et sociales. Les bases sont maintenant établies pour présenter les différentes techniques d'évaluation économiques.

2.2.2 Survol des méthodes d'évaluation économique

Les différents types de valeurs ayant été présentés, les outils d'évaluation économiques peuvent maintenant être étalés. L'utilité des services écosystémiques pour les individus détermine la valeur économique de ces derniers (Brahic, 2009). L'utilité des individus révèle les préférences de consommation pour un bien ou service économique selon une contrainte budgétaire (*Ib.*). La valeur économique nette d'un bien ou d'un service pour un individu se résume au surplus du consommateur soit la différence entre le consentement à payer, le prix maximal qu'il veut payer, et le prix de la transaction pour une quantité de service à un moment (*Ib.*).

Tableau 2.3 Approches et méthodes d'évaluation économique des écosystèmes
Adaptée de DEFRA, 2006, p. 34 et TEEB, 2009, p. 24

Approches	Méthodes
1. Préférences révélées	1.1 Prix du marché
	1.2 Coût évité
	1.3 Coût de remplacement
	1.4 Coût de réduction des impacts négatifs ou de restauration
	1.5 Fonction de production
	1.6 Coût de déplacement
	1.7 Valeur hédonique
2. Préférences déclarées	2.1 Évaluation par contingence
	2.2 Modélisation des choix
	2.3 Évaluation de groupe
3. Transfert de bénéfices	3.1 Transfer des bénéfices unitaires
	3.2 Transfer des bénéfices ajustés
	3.3 Transfert de la fonction de valeur ou de demande
	3.4 Transfert d'une méta-analyse

Trois approches d'évaluation sont utilisées soient : les préférences révélées (1), les préférences déclarées (2) et le transfert de bénéfices (3) (voir tableau 2.3). La première approche, soit les préférences révélées (1), utilise les données du marché pour déterminer les préférences des individus par rapport à un service écosystémique (TEEB, 2010). Sept méthodes ont été développées pour exécuter cette approche.

La première méthode pour estimer les valeurs est d'utiliser le prix du marché (1.1). Lorsque le marché fonctionne parfaitement, les préférences des consommateurs et le coût marginal de production sont contenus dans le prix (*Ib.*). La valeur est donc simplement obtenue en multipliant le prix du marché par une unité de production du service écosystémique (*Ib.*). La quantité de CO₂ séquestrée par un arbre multipliée par le prix de la tonne de CO₂ est un exemple de cette approche.

Les méthodes des coûts évités (1.2), de remplacement (1.3) et de réductions des impacts ou restauration (1.4) peuvent être effectuées seulement si des alternatives technologiques humaines aux services écosystémiques existent (DEFRA, 2006). La méthode des coûts évités (1.2) vise à calculer les coûts encourus en l'absence d'un service écosystémique (TEEB, 2010; DEFRA, 2006). Les milieux humides emmagasinent l'eau lors de surplus de pluies (Agir pour la Diable, s. d.). Ainsi, ces derniers empêchent les inondations qui peuvent causer des dommages. Dans ce cas-ci, il s'agit de coûts évités. La méthode des coûts de remplacement (1.3) se concentre sur le coût de substitution d'un service écosystémique par une technologie humaine (*Ib.*). Un exemple de ce type d'évaluation est le prix de construction et d'opération d'une usine de filtration d'eau pour remplir les mêmes bienfaits que le service écosystémique. La dernière méthode recensée est le coût de réduction des impacts négatifs ou celui de restauration d'un écosystème (1.4) (*Ib.*). Dans le cas d'une forêt rasée par exemple, il s'agirait d'acheter des crédits de tonnes de CO₂ pour réduire les impacts négatifs ou de payer pour la plantation d'arbres pour rétablir cette dernière.

La méthode de la fonction (1.5) détermine l'importance d'un service écosystémique comme intrant dans la production d'un autre bien ou service échangé sur le marché (TEEB, 2010). L'augmentation de la qualité d'un service écosystémique fourni est pressentie comme menant à la baisse des coûts de production, du prix de vente (*Ib.*). À ceci s'ajoutent une augmentation de la quantité des biens et services et un plus grand surplus du consommateur et du producteur (*Ib.*). Cette approche détermine l'importance d'un service et l'impact en dollar du changement marginal du flux de service écosystémique (*Ib.*).

La méthode des coûts de déplacement (1.6), toujours dans l'approche des préférences révélées (1), couvre les dépenses encourues par les individus pour se rendre à un lieu de récréation (*Ib.*). Le prix en carburant et le coût d'opportunité de salaire en temps d'un adepte de plein air se rendant à un parc national pourraient constituer le coût de déplacement. Finalement, la valeur hédonique (1.7) représente la valeur implicite dans le prix du marché pour des attributs environnementaux (*Ib.*). Le prix d'une maison où l'aménagement paysager est effectué par rapport à une maison sans cet attribut est un exemple d'une telle évaluation.

L'approche par préférences déclarées (2), soit la seconde, simule un marché, autrement absent, pour des services écosystémiques avec l'aide de sondages (*Ib.*). L'évaluation par contingence (2.1) est l'une des trois méthodes pour effectuer une telle approche. Un sondage est effectué en demandant le consentement à payer pour un service écosystémique pour déterminer sa valeur aux yeux des individus (*Ib.*). Cette méthode peut aussi sonder le consentement à recevoir (*Ib.*), soit le montant minimal pour compenser le préjudice encouru par la détérioration ou destruction d'un service écosystémique (Brahic et Terreaux, 2009). La deuxième méthode vise à modéliser les choix des individus (2.2). Ainsi, le répondant du sondage se voit offrir un choix de plusieurs scénarios avec des attributs particuliers (*Ib.*). La méthode d'évaluation de groupe (2.3) essaie d'intégrer les valeurs construites en communauté (*Ib.*).

La troisième approche est celle du transfert des bénéfices (3) (*Ib.*). Il s'agit de transférer les bénéfices ou les coûts d'un site d'étude primaire à un site d'application (Brahic et Terreaux, 2009; DEFRA, 2006). Il n'y a pas d'étude d'évaluation économique effectuée au site d'application. Il s'agit plutôt de transférer les bénéfices calculés à un autre site à celui de l'étude politique. Par exemple, une valeur pour la purification d'air des arbres calculée en Ontario pourrait possiblement être transférée à un site au Québec. Pour y arriver, quatre types de méthodes sont couramment utilisés. La première méthode, celle du transfert des bénéfices unitaires (3.1), se caractérise par le transfert de la valeur moyenne du site d'étude multiplié par l'unité de production du service écosystémique pour déterminer la valeur (TEEB, 2010; Barhic et Terreaux, 2009).

La seconde méthode, celle de transfert de bénéfices ajustés (3.2), est similaire à la précédente. Cependant, les données sont ajustées pour refléter la réalité locale (*Ib.*). Certains facteurs, tels que le revenu moyen par habitant, sont ajustés selon le site d'application. La troisième méthode consiste à transférer la fonction de valeur ou de demande (3.3) du site d'étude vers le site d'application (*Ib.*; TEEB, 2009). Ainsi, les paramètres propres au site d'étude sont insérés dans la fonction de valeur déterminée à un autre site. La dernière méthode est celle du transfert d'une méta-analyse (3.4). Cette méthode réunit différents résultats d'études pour créer une fonction de valeur qui sera appliquée aux données du site d'application (TEEB, 2010).

Tableau 2.4 Conditions de succès pour transfert de bénéfices
Adapté de Barhic et Terreux, 2009, p. 58

- | |
|---|
| <ul style="list-style-type: none"> i. Qualité des études primaires sélectionnées. ii. Population similaire entre les sites. iii. Bien environnemental et un niveau d'évolution de ce bien similaire. iv. Structure des marchés éventuels et la distribution des droits de la propriété identiques dans chaque site. |
|---|

Il est important de s'assurer que le transfert de bénéfices soit effectué avec rigueur. Ceci a pour but de diminuer les chances de surévaluations ou de sous-évaluations. Certaines conditions ont été identifiées pour assurer qu'un transfert de bénéfice arrive à de bons résultats. Pour ce faire, il faut que les études primaires sélectionnées soient de qualité (i) (Barhic et Terreux, 2009). La méthodologie d'évaluation se doit d'être solide avec des données exactes (*Ib.*). La population et les propriétés socioéconomiques doivent être similaires, entre le site d'étude primaire et le site où les données seront appliquées (ii) (*Ib.*). Le bien ou service écosystémique, devant être évalué, doit être le même et évolué de la même façon entre les deux sites (iii) (*Ib.*). Finalement, la structure économique et légale doit être identique entre les deux sites pour ne pas fausser la valeur monétaire du service écosystémique étudié (iv) (*Ib.*). Si tel n'est pas le cas, un fonctionnement de marché différent pourrait affecter la valeur économique du service.

Tableau 2.5 Sept étapes pour le transfert de bénéfices
Adapté de Danish Ministry of the Environment (DME), 2007, p. 35-45

1.	Identifier le changement du service écosystémique au site politique ou d'application.
2.	Identifier la population affectée par le changement au service écosystémique.
3.	Effectuer une revue de la littérature et identifier les recherches scientifiques pertinentes.
4.	Déterminer la pertinence et la qualité des données du (ou des) site(s) d'étude primaire.
5.	Sélectionner et résumer les données du (ou des) site(s) d'étude primaire.
6.	Effectuer le transfert de bénéfices du site d'étude primaire au site politique.
7.	Calculer les bénéfices ou coûts totaux.

Le guide de transfert de bénéfices du Ministère de l'Environnement du Danemark contient sept étapes qui permettent d'effectuer un transfert de valeur (voir tableau 2.5). Le guide reprend les conditions de succès identifiées précédemment tout en offrant une approche plus structurée. La première étape (1) consiste à définir le service écosystémique qui devra être évalué (DME, 2007). Il importe d'estimer l'ampleur du changement qui affectera le service écosystémique (*Ib.*). Dans le cas du corridor faunique au Mont-Tremblant, le service écosystémique pourrait être la disponibilité du cerf de Virginie. L'amplitude du changement peut être estimée avec l'établissement de scénarios. Il s'agit ici de définir le scénario de référence, soit le statu quo, et le scénario politique. L'absence de corridor faunique pourrait être le scénario de référence. À l'inverse, l'existence du corridor serait le scénario politique. Dans cette optique, une hypothèse sur le changement de la disponibilité du cerf de Virginie devra être formulée.

La seconde étape consiste à relever la population touchée par l'altération du flux du service écosystémique (*Ib.*). Dans le cas du corridor au Mont-Tremblant, il s'agit de la population de la Ville de Mont-Tremblant. Cependant, la population choisie varie en fonction du service écosystémique (*Ib.*). Par exemple, un service de séquestration de CO₂ touche toute la population planétaire par ses bénéfices. En comparaison, un service de purification d'air est beaucoup plus localisé et affecte une population géographique plus restreinte. Par la suite, une revue de la littérature (3) doit être effectuée pour relever les études pertinentes (*Ib.*). La quatrième étape détermine la pertinence et la qualité des données des études scientifiques retenues (4) (*Ib.*). Pour ce faire, la rigueur des hypothèses et des méthodologies d'évaluation doit être étudiée (*Ib.*). De plus, la pertinence des études se reflète par les similarités partagées avec le site politique et le site d'applicabilité (*Ib.*). Finalement, la disponibilité des données de l'étude est essentielle pour s'assurer de la

validité et la pertinence de l'étude. L'étape cinq résume les résultats des études primaires (5) (*Ib.*).

Une fois cette étape effectuée, le transfert de bénéfices peut s'amorcer du (ou des) site(s) d'étude au site politique (*Ib.*). Pour réaliser cette étape, il faut déterminer le type d'unité à transférer selon la valeur d'usage ou de non-usage à transférer (*Ib.*). Dans le cas du Mont-Tremblant, la valeur d'usage directe est la chasse du cerf de Virginie. Cette valeur pourrait être représentée par le montant de retombées économiques par cerf de Virginie. Une fois l'unité de transfert déterminée, il s'agit de déterminer la méthode de transfert temporelle et spatiale (*Ib.*). Les données transférées doivent être adaptées au site politique. Ceci peut prendre la forme du calcul du taux de change entre le site d'étude et le site politique.

Le *Department for Environment, Food and Rural Affairs* de la Grande-Bretagne a aussi fait produire un guide détaillé contenant huit étapes pour effectuer, avec succès, un transfert de bénéfices. Les étapes sont très similaires à celui du guide présenté précédemment (voir annexe 3). Cependant, le guide du Ministère de l'Environnement du Danemark répond mieux aux besoins du présent travail par sa qualité succincte compte tenu des délais de production.

2.2.3 Survol des limites de l'évaluation économique de services écosystémiques

L'évaluation économique des écosystèmes n'est pas sans défauts. Comme tout cadre d'analyse, la VÉT et les approches d'évaluation économique ont leurs points faibles. Le but ici n'est pas d'énumérer tous les points faibles, mais plutôt d'effectuer un bref résumé des limites afin de peindre une image équilibrée de l'évaluation économique des écosystèmes.

L'incertitude est omniprésente à trois niveaux du processus : le flux des services écosystémiques, les préférences des individus et les méthodes d'évaluation. Dans un premier temps, la provision de services écosystémiques est source d'incertitude (TEEB, 2010; DEFRA, 2006). Un lien scientifique solide manque toujours sur la contribution de la biodiversité aux fonctions écologiques qui deviennent des bénéfices pour la société (*Ib.*). De plus, la valeur économique d'un service écosystémique dépend de sa relation avec les autres services écosystémiques. Donc, l'évaluation d'un service ne peut facilement prendre

en compte l'impact sur les autres services. (DEFRA, 2006). Les préférences des individus par rapport à la valeur d'un service écosystémique contiennent aussi de l'incertitude (TEEB, 2010). Ainsi, la valeur d'un service écosystémique est plus une estimation qu'une valeur solide. La nature et l'application des méthodes d'évaluations économiques sont aussi source d'incertitude (TEEB, 2010).

Les limites et seuils environnementaux sont aussi mal internalisés dans les procédures actuelles d'évaluation économique des services écosystémiques (DEFRA). Ainsi, un changement irréversible réduisant le flux de service écosystémique n'est pas pris en compte. Seuls les changements marginaux sont indiqués (*Ib.*). Les seuils ne sont pas nécessairement connus jusqu'à ce qu'ils soient traversés (*Ib.*).

Le choix du taux d'actualisation est aussi crucial pour la valeur économique des services écosystémiques. Le taux permet d'actualiser les coûts et bénéfices des services écosystémiques dans le futur (HM Treasury, 2003; DEFRA, 2006). Ainsi, le choix du taux peut grandement influencer la valeur actualisée nette d'une analyse coût-bénéfice (*Ib.*). Il ne semble pas exister de taux d'actualisation universellement accepté pour les projets d'analyse coût-bénéfice. Le Conseil du trésor du Canada suggère un taux de 3 et 8 % dépendamment des sources de financement (Secrétariat du Conseil du trésor du Canada, 2007). En Grande-Bretagne, le HM Treasury suggère un taux de 3,5 % (HM Treasury, 2003). Cet écart prouve qu'il faut user de jugement pour sélectionner un taux d'actualisation.

Les incertitudes présentées précédemment réduisent la précision des résultats des analyses économiques des services écosystémiques. Malgré ces limites, ce type d'analyse offre une estimation qui est essentielle au processus décisionnel politique. En effet, même avec des données imparfaites, les décideurs peuvent analyser un projet modifiant l'environnement avec un regard plus complet sur ses impacts. De plus, ces incertitudes prouvent le besoin d'user du principe de précaution (DEFRA, 2006).

2.3 Méthodologie pour calculer les bienfaits d'un corridor

Cette section vise à revenir sur tous les concepts précédemment exposés pour développer les étapes d'un outil servant à calculer la VÉT des services écosystémiques d'un corridor faunique. Les étapes seront présentées une à une avec des exemples pour le corridor faunique du Mont-Tremblant. L'outil développé dans cette section sera par la suite appliqué au corridor faunique au Mont-Tremblant dans le chapitre 3.

Dans une évaluation économique des écosystèmes, une analyse coût-bénéfice entre un scénario de référence et politique serait de mise. Or, le présent essai vise à faire ressortir les bienfaits des corridors fauniques. L'exemple appliqué est le corridor faunique au Mont-Tremblant. Seulement deux services écosystémiques, ou bienfaits, seront évalués. La VÉT des services écosystémiques du Mont-Tremblant ne sera pas calculée compte tenu des contraintes de temps et de ressources financières du présent essai.

L'outil présenté ici est adapté à partir du document *Projet sur l'évaluation des ressources: Document guide* préparé pour le Ministère de l'environnement du Nouveau-Brunswick par David Sawyer et Yves Bourassa. Il s'agit d'un document pionnier au Canada qui détaille une méthodologie rigoureuse pour évaluer la VÉT d'un ou des écosystèmes.

Tableau 2.6 Tableau des étapes de l'outil d'évaluation économique
Adapté de Sawyer et Bourassa, 2001

1.	Définir les objectifs de gestion et les scénarios de référence ainsi que politique
2.	Déterminer les services écosystémiques et effectuer la collecte des données
3.	Relier les utilisations et les valeurs de la VÉT
4.	Choisir les méthodes d'évaluation économique
5.	Effectuer le calcul de la VÉT
6.	Analyser les résultats en fonction des objectifs originaux

La première étape consiste à établir la raison d'être de l'étude d'évaluation économique (1). Cette étape est cruciale, car elle vise à déterminer les objectifs d'un projet politique. Ainsi, l'analyse coût-bénéfice détermine si le scénario d'un projet politique est souhaitable à un scénario de référence (hormis le projet politique). Dans le cas du présent travail, il s'agit de déterminer des bienfaits économiques, sociaux et environnementaux du corridor faunique du Mont-Tremblant. Il ne s'agit donc pas d'effectuer une analyse coût-bénéfice. Hormis ce point, l'analyse présentée dans cet essai prendra comme scénario de référence la situation

avant la création du corridor faunique. Le scénario politique, quant à lui, est le corridor faunique. Ainsi, il s'agira d'évaluer deux services écosystémiques dans les deux scénarios afin d'observer l'impact positif ou négatif du corridor faunique. L'idéal serait d'effectuer une étude complète où la VÉT est calculée. Ceci permettrait de déterminer l'effet d'un scénario où le bien-être sociétal est maximisé (Sawyer et Bourassa, 2001). Cependant, l'étendue du présent travail est limitée par les ressources de temps et argent.

La détermination des services écosystémiques constitue la seconde étape (2). Ainsi, il s'agit de recenser les fonctions écosystémiques se trouvant dans le territoire à l'étude. Dans le cadre du présent travail, il s'agit de faire une revue de la documentation contenant de l'information pertinente sur les fonctions du corridor faunique du Mont-Tremblant. Les cartes écoforestières, les recherches environnementales effectuées par la Ville de Mont-Tremblant et les personnes ressources représentent les sources les plus importantes pour cette section. Ainsi, l'analyse des informations recueillies permet de déterminer les utilisations humaines pertinentes des fonctions écosystémiques identifiées. Les fonctions ayant une utilisation humaine deviendront alors automatiquement des services écosystémiques.

Par la suite, une collecte de données sera effectuée. Cette étape doit être effectuée tout au long de l'analyse. Ainsi, dans le cas du corridor faunique de la Ville de Mont-Tremblant, les sources précédemment énoncées seront consultées.

La troisième étape vise à démontrer les liens entre les services écosystémiques et les différentes valeurs composant la VÉT (3). Par exemple, la chasse est un service écosystémique fourni par le corridor faunique. Ce service a une valeur d'usage direct car les individus en tirent un bénéfice direct. Une fois le mariage complété entre valeurs et services, la sélection de la méthode d'évaluation peut débiter (4).

Il existe plusieurs types de méthodes d'évaluation économique disponibles pour calculer la VÉT des services écosystémiques comme mentionnés à la section 2.2.2. Trois critères permettent de choisir la méthode d'évaluation : l'échelle de l'étude, le type de valeurs et la disponibilité des données (Brahic et Terreaux, 2009). L'échelle de l'étude d'évaluation fait référence à la taille de l'écosystème, soit à petite échelle ou sur une grande étendue du

territoire (*Ib.*). Ainsi, si l'étude est à petite échelle, une approche par préférences déclarées peut plus facilement être faite. Le type de valeurs est aussi pertinent pour choisir la méthode (*Ib.*). Les valeurs de non-usage sont plus facilement estimables avec des méthodes de préférences déclarées par exemple. Finalement, la disponibilité des données est aussi un facteur qui influe lors de la sélection de la méthode (*Ib.*).

Dans le cas du corridor faunique au Mont-Tremblant, l'idéal est d'effectuer une étude d'évaluation par contingence afin d'évaluer tous les types de valeur de la VÉT. Cependant, la méthode préconisée est le transfert de bénéfices étant donné les ressources limitées en temps et en argent.

La cinquième étape porte sur le calcul de la VÉT (5). Le calcul peut être laborieux dépendamment des méthodes d'évaluation choisies. Dans le cas du transfert de bénéfices, les étapes du guide du Ministère de l'Environnement du Danemark permettent d'assurer un transfert de valeur ordonné et de qualité. Une fois les évaluations complétées, les résultats doivent être actualisés à travers une analyse de valeur actualisée nette. Seuls les bienfaits seront comptabilisés dans le cadre du corridor faunique au Mont-Tremblant tel que précédemment mentionné. Seule une partie de la VÉT du corridor faunique sera calculée. Le choix du taux d'actualisation est très important. Le taux d'actualisation doit être adéquat afin de ne pas sous-estimer ou surestimer les résultats. Le taux de 3 % du Conseil du Trésor du Canada sera utilisé. Ce taux a été développé au Canada en tenant compte des particularités et préférences sociales du pays.

La dernière étape vise à analyser les résultats obtenus en fonction des objectifs de départ (6). Cette dernière étape permet de revenir sur les objectifs de départ afin de déterminer le scénario offrant le meilleur rendement pour la société. Dans le présent travail, il s'agit de réunir les bienfaits et d'expliquer leurs impacts sur la société.

3 LE CORRIDOR FAUNIQUE DU MONT-TREMBLANT

Le chapitre 1 a introduit le concept de corridor faunique et les enjeux entourant son établissement. Dans le second chapitre, les cadres d'analyse de la gestion par écosystème et de la VÉT ont été présentés afin de pouvoir construire une méthodologie d'évaluation des bienfaits des corridors fauniques. Ainsi, les deux premiers chapitres ont présenté les informations pertinentes permettant l'analyse des bienfaits d'un corridor faunique.

Le troisième chapitre vise à appliquer l'outil développé à la fin du deuxième chapitre à un cas précis, soit le corridor faunique au Mont-Tremblant. Le chapitre s'ouvre avec une mise en contexte couvrant l'établissement du corridor, la réglementation requise pour le mettre en place et la présentation de ses caractéristiques. La considération et l'analyse des bienfaits propres au Mont-Tremblant sont ensuite effectuées selon les étapes prescrites à la fin du précédent chapitre. Le tout est complété d'une analyse des résultats visant à bien cadrer les valeurs des bienfaits dans les limites de l'analyse.

3.1 Mise en contexte du corridor faunique du Mont-Tremblant

La présente section a pour but d'introduire le corridor faunique au Mont-Tremblant. La chronologie des événements et les enjeux qui ont mené à l'établissement du corridor faunique débiteront la section. Une fois cette partie complétée, un survol des changements de la réglementation au niveau de la municipalité régionale de comté des Laurentides (MRCL) et au niveau de la municipalité de Mont-Tremblant sera présenté.

3.1.1 Chronologie des événements

La présente chronologie des événements est un résumé des énoncés du Règlement numéro 236-2009 *modifiant le schéma d'aménagement révisé de la MRC des Laurentides relatif à la modification des périmètres d'urbanisation de la ville de Mont-Tremblant et à la création de deux nouvelles affectations « Résidentielle et faunique » et « Corridor faunique »* (cité comme 236-2009).

La Station Mont Tremblant représente un moteur économique dans la ville de Mont-Tremblant avec des investissements qui ont totalisé environ 1,5 milliard de dollars (\$) entre

1992 et 2005 (MRCL, 2000). La Station a débuté son développement de propriétés en 1992 (236-2009). Celui-ci s'est poursuivi, en respect de la réglementation en vigueur, pendant 10 ans. Cependant, la ville de Mont-Tremblant a modifié sa réglementation pour réduire la densité des unités de logements, de 30 à 1,5 par hectare (*Ib.*). Ce faisant, la Station Mont Tremblant s'est retrouvée avec des projets de développements résidentiels contrevenant à la réglementation en vigueur (*Ib.*). Par exemple, le projet à Tremblant-les-Eaux ne pouvait pas finaliser ses bâtiments de 16 logements chacun.

Pour dénouer l'impasse, la Station Mont Tremblant a demandé à la ville de Mont-Tremblant de normaliser la situation de son développement dérogatoire. La ville a répondu positivement en adoptant une résolution pour faire agrandir le périmètre d'urbanisation du versant sud, où se trouvent les développements domiciliaires en question (*Ib.*). Cette demande a ensuite été transmise à la MRCL responsable du schéma d'aménagement de la région (Loi sur l'aménagement et l'urbanisme (LAU), L.R.Q., c.A-19.1 article 3). Le schéma d'aménagement contient l'information pertinente à l'aménagement du territoire et tout périmètre d'urbanisation (LAU, article 5). Tout changement au schéma d'aménagement est soumis sous forme de projet de règlement pour approbation au MAMROT (MAMROT, 2010b). Ainsi, le processus de modification du schéma d'aménagement par la MRCL a commencé en 2006 par la résolution 2006.03.3701 (236-2009). Cette dernière visait à modifier le périmètre d'urbanisation du versant sud et rendre le développement de la Station Mont Tremblant conforme.

Cependant, le MAMROT a émis un avis de non-conformité concernant le premier projet de modification du schéma d'aménagement déposé au courant de la même année (*Ib.*). Ce refus a été motivé parce que le changement demandé par la MRCL ne respectait pas certaines orientations environnementales du gouvernement dans ce dossier (*Ib.*). Parmi les doléances, le MAMROT s'inquiétait de l'état de l'habitat du cerf de Virginie et du manque d'information vis-à-vis le respect de ses orientations. Le département de planification du territoire de la MRC a donc effectué une analyse des « principaux enjeux et orientations » (*Ib.*) afin de déterminer comment consolider le potentiel de l'habitat faunique près de la Station Mont Tremblant (*Ib.*). Le corridor faunique a été mis de l'avant pour répondre aux demandes du gouvernement (Fréchette, 2011a). La MRCL a ensuite déposé un nouveau

projet pour modifier son schéma d'aménagement. La modification proposée permettrait de reconnaître les unités de logements déjà construites ainsi que de fixer des normes environnementales plus sévères au niveau du développement urbain et de la protection de l'habitat du cerf de Virginie (236-2009). Bref, il s'agissait de mettre en place les modifications réglementaires nécessaires pour assurer la présence d'un corridor faunique.

Le MAMROT a accepté le projet de règlement 236-2009, modifiant ainsi le schéma d'aménagement en mai 2009 (*Ib.*). Ainsi, la MRCL a pu procéder à la modification de son schéma d'aménagement au cours de la même année. La MRCL a aussi demandé aux municipalités de ville de Mont-Tremblant, La Conception et Lac Supérieur d'harmoniser leur réglementation (*Ib.*).

3.1.2 Changements à la réglementation pour la création du corridor faunique

La création du corridor faunique n'a pu devenir réalité qu'après les changements au schéma d'aménagement en 2009 (MRCL, 2000) et à la réglementation de la ville de Mont-Tremblant en 2010 ((2010)-100-2). Ainsi, le schéma a été modifié pour contenir des mesures de renforcement de la protection de l'habitat du cerf de Virginie sous forme de deux nouvelles affectations du territoire : « résidentielle et faunique » et « corridor faunique » (236-2009, article 7). Ces affectations seront détaillées tour à tour. Puis, les modifications de la législation de la ville de Mont-Tremblant seront présentées.

3.1.3 Modifications au schéma d'aménagement

Les nouvelles affectations du territoire ont été mises sur pied pour rencontrer les orientations sectorielles de la MRCL en matière de gestion de son territoire (MRCL, 2000). Dans le cas de la première affectation, « résidentielle et faunique », la MRCL visait à rencontrer cinq orientations (voir tableau 3.1). Elles s'articulent autour de la connaissance des secteurs forestiers critiques à l'habitat du cerf et d'une augmentation de la densité urbaine à l'intérieur des périmètres d'urbanisation. Les affectations mentionnent l'adaptation du développement qui doit minimiser son impact sur l'environnement et assurer la protection de ce dernier. Ces orientations sont reprises dans le tableau ci-dessous (*Ib.*).

Tableau 3.1 Orientations sectorielles résidence faunique et corridor faunique, adapté du schéma d'aménagement
Adapté de MRCL, 2000, p. 3-56 - 3-58

Orientations sectorielles		
Affectation résidentielle et faunique	1. Reconnaissance de secteurs forestiers spécifiques où les aménagements sylvicoles et la conservation des habitats sensibles doivent prédominer.	
	2. Adaptation des normes de lotissement et de densité afin de faciliter la réalisation de projets résidentiels plus novateurs et la consolidation des secteurs urbanisés.	
	3. Meilleure compatibilité des usages dans les milieux résidentiels et de villégiature.	
	4. Protection plus globale et concrète des lacs, cours d'eau, milieux humides et habitats fauniques.	Affectation corridor faunique
	5. Orientation du développement dans les secteurs de moindre impact environnemental.	

Le schéma d'aménagement décrit l'affectation « résidentielle et faunique » comme un secteur où la concentration de résidences est moins dense et où la MRCL encourage un développement reflétant mieux les particularités du milieu sensible (*Ib.*). Dans cette optique, les usages permis comptent l'habitation de très faible à moyenne densité, des commerces touristiques, de la foresterie dans un but d'améliorer le couvert forestier, de la récréation extensive et les utilités publiques et infrastructures (*Ib.*). Tous ces usages sont sujets à des conditions détaillées dans le document complémentaire du schéma d'aménagement. Cette nouvelle affectation introduit de nouvelles restrictions pour les propriétaires immobiliers. Par exemple, la superficie minimale des terrains doit d'être de 10 000 mètres carrés (m²) (MRCL, 2000); 80 % de la superficie du terrain doit être conservée en espace naturel, exempt de modifications humaines (*Ib.*) et de cette proportion, au moins 66 % des peuplements forestiers d'intérêts fauniques doit être conservé (*Ib.*); une densité d'entre 1,5 à 3 logements par hectare (log/ha) (*Ib.*) selon un barème de critères (*Ib.*).

L'affectation « corridor faunique », pour sa part, répond aussi à des orientations sectorielles de la MRC des Laurentides. Dans ce cas-ci, deux orientations sont touchées, soit les deux dernières du tableau 3.1 (*Ib.*). La conservation du territoire est priorisée ainsi qu'un développement ayant une empreinte minimale sur le milieu. En effet, l'affectation a pour objectif de réduire au minimum les entraves au déplacement de la faune entre les différentes terres publiques et protéger les peuplements forestiers d'intérêt à la faune (*Ib.*).

Les usages permis dans ce cas-ci sont les mêmes que dans l'affectation précédente à l'exception que seules les habitations de très faible densité sont permises (*Ib.*). L'affectation « corridor faunique » dicte des normes plus sévères que l'affectation précédente pour les propriétaires. Par exemple, 20 000 m² est maintenant la superficie minimale qu'un terrain doit avoir (*Ib.*); la proportion de l'espace naturel est de 90 % et doit rester dans cet état (*Ib.*) et la densité de logement est fixée à un maximum de 0,5 log/ha (*Ib.*).

Tableau 3.2 Modifications réglementaires par affectation
Adapté de MRCL, 2000

Affectations	Résidentielle faunique	Corridor faunique
Superficie minimale (m ²)	10 000	20 000
Proportion de l'espace naturel à conserver (%)	80	90
Proportion de peuplement faunique à conserver (%)	66	Non indiquée
Densité de logement (logement/hectare ou log/ha)	1,5 à 3	0,5

Avec ses nouvelles affectations, le schéma d'aménagement respecte donc les orientations gouvernementales en matière d'aménagement et de gestion du territoire incorporées par la MRCL. Ceci a été démontré par le fait que l'acceptation du règlement 236-2009 répondait à toutes les doléances du MAMROT face au premier projet de demande de modifications du schéma d'aménagement.

3.2 Modifications de la législation de la ville de Mont-Tremblant

Le schéma d'aménagement ayant reçu l'approbation du MAMROT, la ville de Mont-Tremblant a harmonisé ses règlements en vertu de l'article 59.2 de la *Loi sur l'aménagement et l'urbanisme*. La présente section est un résumé du *Règlement (2010)-100-2 modifiant le plan d'urbanisme (2008)-100 relativement à la modification des périmètres d'urbanisation et à la création de deux nouvelles affectations au schéma d'aménagement révisé de la MRC des Laurentides* (cité comme (2008)-100-2 dans le texte). La Ville a créé trois nouvelles affectations du territoire dans son plan d'urbanisme : « faunique », « touristique faunique » et « villégiature faunique » (2010-100-2). La municipalité a aussi modifié ses règlements d'urbanisme pour remplir son obligation. Le plan d'urbanisme constitue le document directeur d'une ville pour établir ses règlements d'urbanismes (LAU, article 102).

Tableau 3.3 Comparaison des normes selon les affectations du territoire
Adapté de (2008)-100-2

Affectations	Faunique	Touristique faunique	Villégiature faunique
Densité d'occupation (log/ha) – Développement traditionnel	0,5	1	1
Densité d'occupation (log/ha) – Développement projet intégré	0,5	1,5 à 3	1,5 à 1,67
Intensité d'occupation (%)	15	50	15
Proportion de l'espace naturel à conserver (%)	90	70 à 80	70 à 80
Taille minimale du terrain (m ²)	Non indiquée	10 000	Non indiquée

L'affectation « faunique » a été conçue pour être conforme aux normes contraignantes de l'affectation « corridor faunique » du schéma d'aménagement de la MRCL (2010-100-2). L'usage habitation permet des domiciles de très faible densité. Il est possible de bonifier cette densité selon des critères énoncés, comparables à ceux du document complémentaire du schéma d'aménagement (*Ib.*). L'activité forestière est permise afin de protéger et d'améliorer le boisé pour le cerf de Virginie (*Ib.*). Les terrains de golf et de camping sont prohibés parmi l'usage pour activité récréative extensive (*Ib.*). Au niveau des normes de densité d'occupation, un maximum de 0,5 log/ha est permis avec 15 % d'intensité d'occupation qui est le rapport entre l'aire du bâtiment principal et la superficie brute du terrain (Ville de Mont-Tremblant (VDMT), 2008a).

La seconde affectation, « touristique faunique », vient remplacer l'affectation « touristique » qui existait déjà. Les usages permis sont presque les mêmes que dans l'affectation précédente. Cependant, des habitations de densité plus élevée sont permises si elles respectent les normes et critères de projets intégrés. Les commerces touristiques sont permis, hormis les commerces d'essence. La taille minimale du terrain passe à 10 000 m² et la densité d'occupation passe à 1 log/ha, jusqu'à un maximum de 2 logements sur un même terrain (2010-100-2). Pour les projets intégrés, la densité d'occupation est entre 1,5 à 3 log/ha sous respect de normes et critères de performance environnementale. L'intensité d'occupation n'est que de 50 % ici (*Ib.*).

L'affectation « villégiature faunique » prend la place de l'affectation « villégiature ». Les usages sont sensiblement les mêmes que dans l'affectation « touristique faunique ». La différence est que la densité d'un projet intégré est limitée à un intervalle de 1,5 à 1,67 (au lieu de 3) logements par hectare en fonction du respect de critères de performance environnementale (*Ib.*). Un logement est permis par hectare pour développement traditionnel, alors qu'un projet intégré peut avoir une densité entre 1,5 et 1,67 log/ha. L'intensité d'occupation est la même que dans la première affectation, soit de 15 % (*Ib.*).

Avec l'ajout des modifications à son plan d'urbanisme, la Ville de Mont-Tremblant a ensuite procédé à l'adaptation de sa réglementation. Ainsi, six autres règlements d'urbanismes ont été harmonisés (voir tableau 3-4) pour permettre l'établissement et la protection du corridor faunique. Ces règlements reflètent les changements apportés au plan d'urbanisme; il est donc redondant de mentionner leurs modifications.

Tableau 3.4 Règlements d'urbanisme modifiés par la Ville de Mont-Tremblant

Numéro de règlement	Nom de règlement
(2008)-101	Règlement concernant les permis et certificats
(2008)-102	Règlement concernant le zonage
(2008)-103	Règlement concernant le lotissement
(2008)-105	Règlement sur les plans d'aménagement d'ensemble
(2008)-106	Règlement des plans d'implantation et d'intégration architecturale
(2008)-107	Règlement sur les usages conditionnels

3.2.1 Présentation du corridor faunique au Mont-Tremblant

Le corridor faunique au Mont-Tremblant est officiellement devenu réalité sur le territoire de la municipalité de Mont-Tremblant en 2010 ((2010)-100-2). Le corridor est situé majoritairement dans la municipalité de la ville de Mont-Tremblant (MRCL, 2000). Le corridor apparaît aussi sur le territoire des municipalités du Lac Supérieur et La Conception (*Ib.*). Toutes ces villes se retrouvent dans la MRCL, qui fait partie à son tour de la région administrative des Laurentides (15) (MAMROT, 2011) située au nord de Montréal.

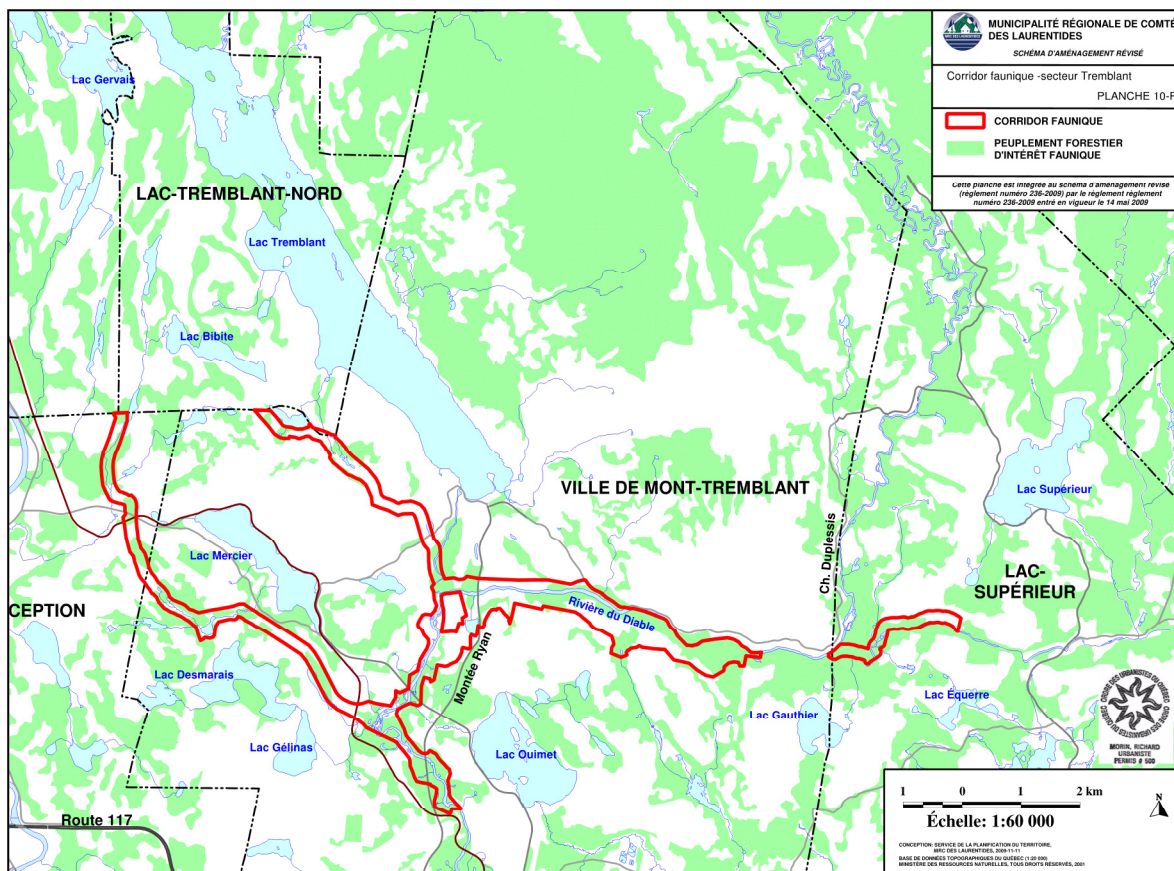


Figure 3.1 Corridor faunique du Mont-Tremblant
Tiré de MRCL, 2000, p. 8-26

La MRCL a planifié le corridor faunique en tenant compte des divers paramètres d'habitat nécessaire à la survie du cerf de Virginie (Fréchette, 2011b). Le corridor faunique traverse toute la municipalité de Mont-Tremblant et a une largeur minimum de 200 mètres (MRCL, 2000) avec une superficie approximative de 7,69 km² (Fréchette, 2011c). Cette distance a été déterminée pour assurer un passage confortable des cervidés et réduire le nombre de contraintes au déplacement (*Ib.*). Une attention particulière a aussi été portée pour s'assurer que le corridor faunique contienne « l'essentiel des caractéristiques biophysiques, topographiques et d'occupation du sol » permettant au cerf et indirectement à d'autres animaux de se déplacer avec aisance (MRCL, 2000, p. 10-3). Ainsi, le corridor faunique a été conceptualisé dans un but de libre mouvement de la faune à travers le territoire des municipalités de la MRCL.

Pour y arriver, les cartes écoforestières du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) ont permis d'identifier les peuplements forestiers d'intérêt pour le cerf de Virginie en tenant compte de quatre critères : la densité, la hauteur des arbres, le type de peuplement (résineux, feuillus) et leur âge (Fréchette, 2011b). Puis, la topographie pertinente a été étudiée de concert avec le réseau hydrique, soit les lacs et cours d'eau, pour s'assurer de bien cerner l'habitat du cerf (*Ib.*). Finalement, un recensement aérien de la population de cerfs a été effectué avec l'appui du MRNF en 2004 (*Ib.*).

Le corridor faunique est une solution offerte par la MRLC pour répondre aux demandes de conservation du cerf de Virginie exprimées par le MAMROT. Ainsi, le corridor faunique a deux objectifs principaux : protéger l'habitat du cerf de Virginie et assurer sa mobilité (Fréchette, 2011a; MRCL, 2000). Aucune forme d'évaluation de l'efficacité des mesures n'a été mise de l'avant lors de la conception du corridor faunique (Fréchette, 2011a). Par exemple, l'augmentation, le maintien ou le déclin de la taille de la population de cerfs de Virginie ne sont pas des variables retenues pour mesurer le degré d'efficacité du corridor (*Ib.*). Cependant, l'analyse de l'efficacité de conception du corridor faunique dépasse le cadre du présent travail qui vise à déterminer les bienfaits qui en découlent.

3.3 Application de la méthodologie pour calculer les bienfaits du corridor

Le corridor faunique au Mont-Tremblant a été présenté dans la section précédente. Les démarches menant à l'évaluation économique des bienfaits peuvent maintenant débuter. La première étape consiste à établir les objectifs et les scénarios étudiés dans l'évaluation économique.

Dans le cas du présent corridor, le travail vise à déterminer les bienfaits de certains services écosystémiques du corridor faunique du Mont-Tremblant. Pour y arriver, il faut comparer les bénéfices et coûts de deux scénarios. Le premier scénario, celui de référence, représente le développement immobilier sans corridor faunique. Proprement dit, il s'agit d'un développement immobilier selon les règlements d'urbanismes avant l'établissement du corridor faunique. Le scénario politique, quant à lui, jette un regard sur l'impact du corridor faunique sur les services écosystémiques. Ainsi, en comparant ces deux scénarios, le travail pourra démontrer si l'un est préférable à l'autre en terme de bien-être économique.

Une analyse économique complète comparerait tous les services écosystémiques recensés dans le corridor faunique dans les deux scénarios. Cependant, le présent travail couvrira l'analyse de deux services écosystémiques compte tenu des ressources limitées pour l'essai. Ces derniers sont identifiés dans la prochaine section. L'exercice effectuera les mêmes étapes qu'une analyse économique complète de la valeur économique du corridor faunique.

Avec l'objectif déterminé et les deux scénarios identifiés, les étapes subséquentes traceront un parcours qui permettra d'arriver au calcul de bienfaits de certains services écosystémiques.

3.3.1 Déterminer les services écosystémiques et effectuer la collecte des données

La seconde étape de la méthodologie est d'effectuer le recensement des fonctions écosystémiques et de leurs utilisations humaines pour déterminer les services écosystémiques retenus pour l'analyse. Le présent travail utilisera la typologie des services écosystémiques du MEA, pour identifier ceux présents dans le corridor faunique au Mont-Tremblant. Seuls les services d'approvisionnement, de régulation et culturels seront recensés. Les services de support, souvent considérés comme services intermédiaires par leur contribution aux fonctions des autres services (DEFRA, 2006), ne sont pas directement évalués monétairement. Ceci rend l'évaluation de ce type de services difficile et peut mener à un double comptage des bénéfices (*Ib.*).

L'identification des fonctions écosystémiques est le premier pas pour identifier les services écosystémiques. Il s'agit d'identifier comment les humains utilisent les fonctions écosystémiques qui deviennent ensuite des services écosystémiques. Les fonctions seront présentées par type, soient les fonctions d'approvisionnement, de régulation et culturelle. Trois tableaux réunissent toutes les informations à propos des différents types de fonction et des services écosystémiques du corridor faunique. Il est important de noter qu'il ne s'agit pas d'un exercice systématique et exhaustif des utilisations compte tenu des ressources restreintes de la présente étude. La section se terminera par la sélection de deux services écosystémiques qui seront évalués.

La première série de fonctions est celle d’approvisionnement. Plusieurs cours d’eau traversent le corridor faunique au Mont-Tremblant dont la rivière du Diable. La pêche sportive y est pratiquée (Club des Moucheurs EnDiablés, 2007). Il y a donc une extraction d’un bien écosystémique, soit le poisson, bien que minime dans un but récréatif et, à plus petite échelle, de subsistance. Ainsi, il y a deux services, soit celui de récréation, un service culturel, et celui de nourriture, un service d’approvisionnement. La carte de points de pêche du Club des Moucheurs EnDiablés indique clairement des emplacements dans le corridor, il s’agit donc d’un service écosystémique. La chasse de cerf de Virginie est une autre activité d’extraction de ressource au même titre que la pêche. Cependant, la chasse du cerf de Virginie est recensée par l’entremise de permis (Hénault, 2011).

Au niveau de la fonction de production de fibre, l’extraction de bois est autorisée dans le corridor faunique seulement pour l’amélioration des peuplements forestiers d’intérêts fauniques ((2010)-100-2). Il ne s’agit donc pas d’un service écosystémique vraiment disponible sous le scénario de corridor faunique. Cependant, le bois extrait des coupes d’aménagement pourrait servir à chauffer les résidences. Dans ce cas, l’utilisation potentielle du bois comme carburant serait un service écosystémique.

La fonction de produits biochimiques, pharmaceutiques ou remède traditionnel est un service écosystémique possible dans une perspective future. En effet, le domaine pharmaceutique pourrait utiliser des composants se retrouvant dans le corridor faunique pour confectionner un remède. Par exemple, 40 à 70 % des médicaments à l’heure actuelle proviennent de ressources naturelles (Ministère de l’enseignement supérieur et de la recherche, 2011). Cependant, aucun usage de ce type n’a été recensé pour le moment qui soit propre au corridor du Mont-Tremblant.

La fonction de ressources ornementales semble être un service compte tenu de la chasse au cerf de Virginie et autres animaux qui peut avoir lieu dans le corridor faunique. Il ne semble pas avoir de restriction pour effectuer ces activités de prélèvement. Par exemple, un chasseur peut confectionner un trophée de chasse à partir de sa prise. Cependant, aucune évidence n’a été recensée pour le corridor faunique du Mont-Tremblant.

La rivière du Diable coule à travers le corridor faunique au Mont-Tremblant. La ville de Mont-Tremblant y rejette ses eaux usées traitées (VDMT, 2007). Différents golfs puisent de l'eau pour des fins d'irrigation (*Ib.*). L'eau douce est donc un service écosystémique produit par le corridor faunique. De plus, la municipalité extrait une partie de son eau en aval du corridor faunique, près du Village de Saint-Jovite (*Ib.*).

Finalement, la fonction des ressources génétiques est essentielle à la santé de la population du cerf de Virginie et, par conséquent, à la chasse. La diversité génétique, telle que mentionnée au premier chapitre, augmente les chances de survie des organismes dans un écosystème, soit leur résilience. Un possible double comptage des bénéfices peut avoir lieu ici avec la fonction récréative de la chasse. Il est important d'utiliser des unités de calcul pour les bénéfices qui permettent de les séparer dans le calcul de la VÉT. Il peut aussi avoir un usage potentiel du capital génétique du corridor faunique pour la biotechnologie, cependant, ceci n'a pas été recensé.

Tableau 3.5 Services écosystémiques recensés – fonction d'approvisionnement

Type de fonction	Fonctions du corridor faunique du Mont-Tremblant	Utilisations humaines recensées à Mont-Tremblant	Service Recensé (R) Non recensé (NR)
Approvisionnement	Nourriture	- Pêche sportive - Chasse au cerf de Virginie	R
	Fibre	Aucune recensée	NR
	Carburant	- Bois de chauffage issu les coupes d'aménagements du couvert forestier	R
	Produits biochimiques	Aucune recensée	NR
	Ressources ornementales	Aucune recensée	NR
	Eau douce	- Extraction d'eau potable pour golfs	R
	Ressources génétiques	- Chasse et pêche: résilience de la population de cerfs de Virginie et des poissons	R

Le corridor faunique au Mont-Tremblant contient aussi des fonctions de régulation qui présentent beaucoup d'utilités pour les humains. Le couvert forestier est protégé à l'intérieur du corridor comme le spécifie l'affectation de ce nom dans le plan d'urbanisme de la ville. Les arbres améliorent la qualité de l'air en réduisant la quantité de polluants gazeux et les poussières en suspension (David Suzuki Foundation, 2008). Les citoyens de la municipalité de Mont-Tremblant profitent de la contribution du corridor faunique au maintien de la qualité de l'air comme un service écosystémique.

La fonction de régulation du climat aide à stabiliser la température par la captation du dioxyde de carbone (CO₂) par les arbres. Ainsi, le corridor faunique peut être considéré comme un puits de CO₂ où sont stockés des gaz à effet de serre, tels que le CO₂. Cette fonction est donc un service écosystémique pour la ville de Mont-Tremblant. Le corridor faunique contient aussi des milieux humides. Ces milieux peuvent emmagasiner un surplus d'eau et le relâcher sur une plus longue période pour éviter des inondations (Canards illimités Canada, 2006). Cette prévention est une utilisation de la fonction de régularisation de l'eau. Cependant, aucun recensement de cette fonction n'a été retrouvé dans le corridor faunique.

La fonction du contrôle de l'érosion est utile pour réduire les coûts de traitement de l'eau potable extraite (Ville d'Ottawa, 2011). Plusieurs golfs extraient leur eau en aval du corridor faunique comme précédemment mentionné. De plus, le contrôle de l'érosion permet de garder un habitat sain pour les poissons qui sont convoités pour la pêche sportive, qui est une seconde utilisation. Ainsi, le contrôle de l'érosion est un service écosystémique du corridor faunique.

Au chapitre du contrôle des maladies, aucune information n'a été recensée sur l'utilité du corridor faunique dans le contrôle du développement de maladies humaines. Similairement au dernier service écosystémique, le contrôle biologique des pestes pour les animaux d'élevage ou les plants agricoles ne s'applique pas ici, car le corridor faunique ne touche pas directement de terres agricoles (Gauthier, 2009). La fonction de pollinisation n'est pas considérée comme un service écosystémique pour le corridor. Comme précédemment mentionné, il n'y a pas d'agriculture à proximité. Cependant, cette fonction a vraisemblablement une valeur pour les autres processus écosystémiques, mais ceci dépasse le cadre du présent essai.

La ville de Mont-Tremblant n'est pas assujettie à des tempêtes telles que des ouragans. Pour cette raison, la fonction de protection de ces fléaux ne se retrouve pas dans le corridor faunique. Cependant, la fonction de purification et de traitements des déchets est très importante à la municipalité, car cette dernière rejette ses eaux usées traitées dans le tronçon de la rivière du Diable situé dans le corridor faunique (VDMT, 2008b).

Tableau 3.6 Services écosystémiques recensés – fonction de régulation

Type de fonction	Fonctions du corridor faunique du Mont-Tremblant	Utilisations humaines recensées à Mont-Tremblant	Service Recensé (R) Non recensé (NR)
Régulation	Maintien de la qualité de l'air	- Air respiré par humain et autres organismes	R
	Régulation du climat	- Captation du CO ₂ par les arbres	R
	Régulation de l'eau	Aucune recensée	NR
	Contrôle de l'érosion	- Extraction de l'eau potable - Pêche sportive : permet de préserver l'habitat des poissons.	R
	Régulation des maladies humaines	Aucune recensée	NR
	Contrôle biologique	Aucune recensée	NR
	Pollinisation	Aucune recensée	NR
	Régulation des tempêtes	Aucune recensée	NR
	Purification de l'eau et traitement des déchets	- Rejet des eaux usées dans la rivière du Diable	R

Les fonctions dites culturelles sont très difficiles à évaluer, car elles dépendent des valeurs, des institutions et des comportements humains (MEA, 2005). L'utilisation de ces fonctions est subjective, car elle varie d'un contexte social à un autre. Les utilisations reflètent le contexte socioéconomique dans lequel est effectuée une étude; d'où la difficulté à bien cerner ces fonctions. Dans cette optique, les utilisations sont proposées pour ce type de fonctions dans le contexte de la ville de Mont-Tremblant. Ces types de services sont intéressants à connaître, mais difficiles à calculer d'un point de vue économique (Barhic et Terreaux, 2009). La spécificité des écosystèmes peut définir la diversité culturelle d'une localité. Cette fonction pourrait être présente au Mont-Tremblant. Les citoyens de la ville de Mont-Tremblant pourraient tirer une part de leur identité dans la nature environnante. Cette utilisation des écosystèmes est difficile à déceler sans mettre en œuvre un sondage. Pour cette raison, l'utilisation de cette fonction est possible, mais ne peut être confirmée.

Dans la même lignée, il se peut qu'une valeur spirituelle ou religieuse soit associée aux écosystèmes du corridor faunique bien qu'aucune information à ce sujet n'ait été recensée. La fonction d'un système de connaissance formel et informel influencé par le corridor faunique est difficilement identifiable sans enquête sur le terrain. Dans cette optique, il ne s'agit pas d'un service retenu.

Le corridor faunique peut offrir un service éducatif à la population et aux écoliers par ses composantes biologiques. Par exemple, une classe d'école primaire peut effectuer une excursion pour observer la flore ou la faune. Le corridor faunique englobe la majeure partie du Domaine Saint-Bernard, qui est un parc écotouristique municipal (Domaine Saint-Bernard, 2011). Ce parc est l'hôte d'activités éducatives (*Ib.*).

La valeur artistique est sans aucun doute un service écosystémique. Le corridor faunique peut servir de muse à des photographes ou peintres. De plus, le marketing de la Station Mont Tremblant montre des scènes de nature, plus précisément ses écosystèmes, pour vendre ses services dans sa campagne publicitaire en ligne (Station Mont Tremblant, 2011).

Analogue à ce service, l'esthétisme du corridor faunique est un service. Une utilisation de ce service est le tourisme qui se déplace au Mont-Tremblant pour profiter de la nature. En effet, les vacanciers doivent traverser une partie du corridor pour se rendre à la station Mont Tremblant comme le présente la figure 3.1. Les vacanciers et les citoyens de Mont-Tremblant peuvent aussi profiter du domaine Saint-Bernard qui est en partie compris dans le corridor faunique.

La fonction de relation sociale fait référence à l'impact que les écosystèmes ont sur les interrelations entre les membres d'une communauté (MEA, 2005). Il est probable que la santé du corridor faunique a un impact sur les relations sociales. Cependant, il est très difficile de trouver des évidences concrètes de ce lien sans une enquête.

Le plan d'urbanisme fait état des éléments géographiques « griffés » qui sont à protéger et à mettre en valeur (VDMT, 2008c). Le lac Mercier et le lac Ouimet sont deux éléments « griffés » (*Ib.*). Ces particularités du paysage sont considérées comme emblématiques et identitaires (*Ib.*) pour la municipalité. Des parties du corridor faunique sont relevées dans les éléments griffés. Pour cette raison, les fonctions de sentiment d'appartenance et de valeur d'héritage culturel sont des services écosystémiques.

Le dernier service écosystémique de type culturel est la valeur de récréation et d'écotourisme. En effet, la région du Mont-Tremblant est reconnue pour une foule d'activités comme la pêche sportive, la chasse, les sports de plein air et autres. Ainsi, le corridor faunique permet de garder le cachet régional en limitant la coupe et le

développement immobilier. La beauté associée à un paysage naturel peut permettre aux touristes de maximiser leur utilité. Le parc Domaine Saint-Bernard représente bien les utilisations de récréation possibles dans ses sentiers aménagés.

Tableau 3.7 Services écosystémiques recensés – fonction culturelle

Type de fonction	Fonctions du corridor faunique du Mont-Tremblant	Utilisations humaines recensées à Mont-Tremblant	Service Recensé (R) Non recensé (NR)
Culturelle	Diversité culturelle	Aucune de recensée	NR
	Valeur spirituelle et religieuse	Aucune de recensée	NR
	Système de connaissance (formel et traditionnel)	Aucune de recensée	NR
	Valeur éducative	- Activité d'éducation des éléments naturels	R
	Valeur artistique ou d'inspiration	- Inspiration pour artistes locaux, marketing de la région et de la Station Mont-Tremblant	R
	Valeur esthétique	- Tourisme	R
	Relation sociale	Aucune recensée	NR
	Sentiment d'appartenance	- Éléments géographiques « griffés »	R
	Valeur d'héritage culturel	- Caractère naturel et de pourvoyance d'activité du grand air	R
	Valeur de récréation et d'écotourisme	- Tourisme - Pêche sportive - Chasse au cerf de Virginie - Sentiers aménagés pour plein air dans le corridor faunique – Domaine Saint-Bernard	R

À partir des différents services écosystémiques identifiés dans cette section, les services de régulation du climat et de la chasse sportive du cerf de Virginie ont été retenus. Cette décision est motivée par la quantité d'information disponible sur ces services et de la contrainte de temps. Avec les deux services identifiés, la prochaine section liera ces services au cadre d'analyse de la VÉT.

3.3.2 Lien entre les services écosystémiques, leurs utilisations et les valeurs

Maintenant que les services écosystémiques ont été identifiés, l'application du cadre d'analyse de la VÉT peut débuter. L'étape préliminaire ici est de relier les services écosystémiques et leurs utilisations à des types de valeurs qui peuvent être évaluées économiquement.

Sans contraintes de ressources, l'étude de tous les services écosystémiques serait intéressante et permettrait de voir une grande étendue des bienfaits et des coûts du corridor faunique. Cependant, la réalité étant tout autre, deux services écosystémiques sont retenus à l'étude compte tenu de l'accessibilité des données et de l'échelle de temps du présent travail, soit les services de régulation du climat et de la chasse sportive du cerf de Virginie.

Tableau 3.8 Services écosystémiques étudiés du corridor faunique au Mont-Tremblant

Services écosystémiques	Utilisation humaine	Valeur cadre VÉT
Séquestration de CO ₂ des arbres du corridor faunique	Régulation du climat	Valeur d'usage indirect
Valeur de récréation du cerf de Virginie	Chasse sportive effectuée	Valeur d'usage direct

La séquestration de dioxyde de carbone par les arbres du corridor faunique est un service de régulation du climat. Ainsi, en captant ce gaz dans l'atmosphère, les arbres permettent de réduire la quantité de CO₂ dans l'atmosphère et ainsi contribuer à contrôler l'effet de serre. Dans le cadre du VÉT, ce type de service est répertorié dans la valeur d'usage indirect. Les humains consomment les bénéfices possibles par l'agréable climat de la région. Les humains ne consomment pas directement le service de séquestration de CO₂.

La chasse sportive est le second service écosystémique qui est retenu à l'étude. Les chasseurs dérivent directement un bénéfice en effectuant la chasse au cerf de Virginie sur le territoire de la municipalité de Mont-Tremblant. Pour cette raison, ce service a une valeur d'usage direct dans le cadre de la VÉT. Le choix des méthodes d'évaluation économique peut maintenant être déterminé avec les valeurs des services choisis.

3.3.3 Choix des méthodes d'évaluation économique

Afin de choisir la méthode d'évaluation appropriée pour le service, trois variables seront étudiées : l'échelle de l'étude, le type de valeurs et la disponibilité des données (Brahic et Terreaux, 2009).

Tableau 3.9 Critères de détermination de la méthode d'évaluation économique

Variables	Service – séquestration CO₂	Service – Chasse cerf de Virginie
Échelle de l'étude	Corridor faunique au Mont-Tremblant	Corridor faunique au Mont-Tremblant
Types de valeurs	Valeur d'usage indirect	Valeur d'usage direct
Disponibilité des données	Bonne	Bonne

Les deux services sont étudiés à l'échelle du corridor faunique au Mont-Tremblant. Cependant, il est important d'indiquer que les bénéfices des services peuvent dépasser les limites géographiques de la ville. Le bénéfice de séquestration de CO₂ n'est pas limité à la ville, il s'étend à toute la planète. De plus, pour la chasse du cerf de Virginie, les chasseurs ne dépensent pas nécessairement leur argent dans la ville pendant la saison. S'ils viennent de l'extérieur, les coûts de déplacements ne seront pas comptés dans les retombées de la ville.

Pour la valeur d'usage indirect, l'évaluation de la tonne de CO₂ peut se faire par transfert de bénéfice. Par exemple, le coût de la tonne séquestrée peut être transféré d'un lieu où cette valeur a été calculée. Dans le cas du présent travail, le coût de la tonne représente le coût social de la tonne de dioxyde de carbone calculée par le gouvernement américain (United States Government, 2010). Les informations quant à la composition et à l'âge des arbres contenus dans le corridor faunique sont disponibles sur cartes écoforestières et dans le plan directeur d'environnement de la municipalité de Mont-Tremblant. Le MRNF offre aussi des tables de rendement permettant de calculer le volume métrique annuel de bois commercial par hectare. Au niveau de la superficie des terrains dans le corridor faunique, cette information est plus difficile à déterminer étant donné que plusieurs terrains sont lotis, mais non cadastrés (Levac, 2011a). Ainsi, leur taille pourrait varier dans le futur. Cependant, d'autres sources d'information sur les terrains peuvent être utilisées, comme la liste des terrains qui sont en vente. Ainsi, il existe une panoplie de sources d'information pour effectuer l'évaluation économique de la séquestration du CO₂ dans le corridor faunique.

Pour le service de la chasse sportive du cerf de Virginie, une approche par préférences révélées semble la plus appropriée. Le MRNF a déterminé la valeur moyenne des retombées annuelles à 672 \$ par chasseur (MRNF, 2010). De plus, une batterie d'informations connexes existe au sujet du cerf de Virginie dans la région du Mont-

Tremblant (par exemple, le nombre de permis annuels) (MRNF, 2011a). Il existe aussi un modèle de croissance des populations de caribous d'Alberta en fonction de variables. Le cerf de Virginie n'est pas un caribou, cependant, il s'agit de deux cervidés. La quantité d'information est adéquate pour faire une analyse par préférences révélées dans ce cas-ci.

Les deux services écosystémiques peuvent maintenant être évalués. Le prochain chapitre détaillera le cheminement des calculs d'évaluation économique des deux services écosystémiques.

4 CALCUL DES VALEURS ÉCONOMIQUES DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES CHOISIS

Le chapitre trois a présenté les étapes préliminaires à l'étude économique des services écosystémiques. Dans le présent chapitre, le calcul des valeurs économiques des services écosystémiques choisis sera effectué. Dans un premier temps, les détails des scénarios de référence et politique seront exposés. Par la suite, le service écosystémique de séquestration de CO₂ sera évalué en détail afin de bien étayer la méthodologie utilisée. L'évaluation économique de la chasse sportive complétera le chapitre. Au prochain chapitre, les valeurs économiques des services écosystémiques pourront être analysées.

4.1 Scénarios de référence et politique

Les différents scénarios permettent d'analyser la valeur des services écosystémiques de deux perspectives. Le scénario de référence indique quant à lui les flux de services écosystémiques si rien n'est changé ou *business as usual*. Le scénario politique exprime le changement au flux de service écosystémique avec un projet, comme l'établissement d'un corridor faunique dans ce cas-ci. Les présents scénarios ont comme année de départ 2010, l'année de l'établissement du corridor faunique, et sont analysés sur une durée de 30 ans.

Dans le cas du corridor faunique au Mont-Tremblant, le scénario de référence représente l'évolution des flux de service des écosystèmes s'il n'y avait pas eu de corridor faunique. Pour déterminer ce scénario, les anciennes affectations « touristique mixte » et « villégiature » seront utilisées pour calculer l'aménagement d'un terrain type. Le scénario politique, quant à lui, indique l'impact de l'établissement du corridor faunique sur les flux de services écosystémiques, soit la séquestration de CO₂ et la chasse sportive du cerf de Virginie. Ici, l'affectation « faunique » servira de guide pour formuler l'aménagement du terrain type de ce scénario.

Le couvert forestier est la variable qui a été retenue pour établir ces deux scénarios. Cette variable varie entre les deux scénarios dans un premier temps. De plus, cette dernière est utilisée pour le calcul de la valeur économique des deux services écosystémiques. Plusieurs données sont essentielles pour cerner cette variable pertinente. La taille moyenne des

terrains dans l'affectation « faunique » a dû être déterminée en premier. Pour y arriver, un recensement des terrains lotis dans le corridor faunique serait un bon point de départ. Cependant, les terrains lotis n'ont pas nécessairement la même taille, lorsque cadastrés (Levac, 2011a). Ainsi, un terrain loti peut-être subdivisé en plus petits terrains (*Ib.*). De plus, l'information sur les terrains lotis n'a pu être générée dans les délais de production de cet essai. Pour ces raisons, un recensement des terrains à vendre a été effectué sur le site web de MLS (Association canadienne de l'immeuble, 2011). Ainsi, 23 terrains ont été répertoriés dans le corridor faunique ou à sa bordure (voir annexe 4). Malgré la taille restreinte de l'échantillon, une bonne variabilité de grandeur de terrains a été observée. La taille moyenne des terrains a ensuite été calculée à 4 487 m².

Tableau 4.1 Comparaison des affectations
Adapté de VDMT, 2008a, p. 192-195 et de (2010)-100-2

Normes	Anciennes affectations		Nouvelle affectation
	Touristique Mixte	Villégiature	Faunique
Rapport bâti terrain maximal %	50 %	15 %	15 %
Densité d'habitation (log/ha)	2,5 à 5 (hors périmètre urbain)	1,67	0,5
Proportion de l'espace naturel	Non mentionnée	Non mentionnée	90 %
Proportion de l'affectation composant le corridor faunique	46 %	54 %	100 %

Avec la taille moyenne des terrains, l'aménagement type d'un terrain, de 4 487 m², a pu être calculé selon la règle urbanistique du rapport bâti terrain maximal des différentes affectations. Cette règle indique la proportion de la taille de la maison par rapport à la superficie brute du terrain (VDMT, 2008a). Pour le scénario de référence, les anciennes affectations, maintenant remplacées par « faunique », ont été retenues. Ainsi le rapport bâti terrain maximal est respectivement 50 % et 15 % pour « touristique mixte » et « villégiature ». Une fois la taille de la maison déterminée selon les affectations, la superficie du chemin d'accès a été calculée. Pour simplifier le calcul, le terrain et la maison sont tous les deux de forme carrée (la largeur et la longueur sont égales). L'emplacement de la maison est supposé parfaitement au milieu du terrain. Ainsi, la longueur du chemin d'accès, soit d'un côté du terrain à un côté de la maison, est la même sur n'importe quel côté de la maison. La largeur du chemin d'accès est de 2,6 m selon les normes de la ville de

Toronto (City of Toronto, 2011). Ainsi, la longueur du chemin d'accès (m) est obtenue en soustrayant la demie d'un côté de terrain à la demie d'un côté de maison. Pour obtenir la demie d'un côté, il suffit d'effectuer la racine carrée de la superficie du terrain ou de la maison et de diviser le résultat par deux (ex. longueur du chemin d'accès de l'affectation touristique mixte = $\sqrt{4\,487\text{ m}^2}/2 - \sqrt{2\,244\text{ m}^2}/2 = 9,8\text{ m}$). Pour obtenir l'aire du chemin d'accès, il suffit de multiplier la longueur calculée par la largeur de 2,6 m (*Ib.*) (ex. : Taille chemin d'accès (m²) – touristique mixte = 9,8 m * 2,6 m = 26 m²).

Tableau 4.2 Scénario de référence avec les anciennes affectations

Affectations	Taille de la maison (m ²)	Taille du chemin d'accès (m ²)	Taille du couvert forestier (m ²)	Pourcentage du couvert forestier de la superficie du terrain	Taille du couvert forestier à l'échelle du corridor faunique (ha)
Touristique mixte	2 244	26	2 218	49 %	110
Villégiature	673	53	3 761	84 %	187
Moyenne	1 388	41	3 058	68 %	152

La superficie du couvert forestier (m²) est obtenue en soustrayant la somme des aires (m²) de la maison et du chemin d'accès de l'aire moyenne du terrain (4 487 m²). Le pourcentage du couvert forestier est ensuite obtenu par la division de la taille du couvert forestier (m²) par la superficie totale du terrain (m²).

Le calcul de la taille du couvert forestier à l'échelle du corridor faunique a été effectué, dans un premier temps, en multipliant le pourcentage du couvert forestier avec la superficie du corridor faunique (7,69 km²) ainsi qu'avec la proportion du corridor faunique sans contraintes physiques, soit 31 % (Levac, 2011b); cette dernière donnée a été interprétée comme étant la proportion du corridor faunique où il serait possible de construire. Puis, le résultat a été converti en hectare (voir annexe 5).

Afin d'obtenir un scénario de référence représentant la situation moyenne dans les deux anciennes affectations, la moyenne pondérée des résultats a été calculée. Pour y arriver, la proportion que les anciennes affectations occupaient a été déterminée en superposant les plans de zonage de 2008 et 2010. Ainsi, chaque terrain où était inscrite la nouvelle affectation « faunique » a été comptabilisé. L'affectation « touristique mixte » composait 46 % du présent corridor alors que « villégiature » en représentait 54 %. Ainsi, la taille du

couvert forestier à l'échelle du corridor est de 152 ha (voir tableau 4.2) dans le scénario de référence.

Tableau 4.3 Scénario politique avec l'affectation « faunique »

Affectation	Taille de la maison (m ²)	Taille du chemin d'accès (m ²)	Taille du couvert forestier (m ²)	Pourcentage du couvert forestier de la superficie du terrain	Taille du couvert forestier à l'échelle du corridor faunique (ha)
Faunique	673	53	3 761	84 %	187

La méthodologie utilisée pour calculer les valeurs du scénario politique est la même que dans le scénario de référence hormis la moyenne pondérée. La taille du couvert forestier du corridor faunique dans le scénario politique a été calculée en multipliant le pourcentage du couvert forestier (84 %) par la taille du corridor faunique (7,69 km²). Ce produit a ensuite été multiplié par la proportion du corridor faunique sans contrainte physique (31 %). Le résultat est de 187 ha (voir tableau 4.3). Avec les deux scénarios définis, l'analyse économique de la séquestration de CO₂ peut débuter.

4.2 Évaluation économique de la séquestration de CO₂

La municipalité de Mont-Tremblant a un couvert forestier qui occupe 77 % de sa superficie (Del Degan, Massé et Associés Inc., 2003). Le corridor faunique a été dessiné en tenant compte des peuplements forestiers d'intérêts fauniques (Fréchette, 2011b) pour le cerf de Virginie. Dans cette optique, le cerf semble préférer les peuplements résineux et mélangés aux peuplements seulement feuillus (Fréchette, 2011b). Pour cette raison, 11 essences mélangées locales, soit des feuillus et des résineux, ont été choisies afin de représenter une forêt type pouvant se retrouver sur un terrain du corridor faunique.

Pour calculer les flux de service de la séquestration de CO₂, il faut en premier lieu déterminer le volume marchand brut d'arbres à l'hectare en mètre cube par hectare (m³/ha) dans les scénarios (voir annexe 5). Ce volume permet ensuite de calculer le volume de biomasse contenue dans les arbres (m³). La biomasse dans les arbres permet, à son tour, d'arriver à la quantité de tonnes de CO₂ séquestrée. Pour ce faire, les données suivantes

sont requises : les essences d'arbres, leur proportion et l'âge du couvert forestier. La proportion des différentes essences dans le corridor faunique est inconnue. Pour cette raison, les 11 essences ont le même poids dans le couvert forestier du terrain moyen calculé dans la sous-section précédente, soit de 8,9 %. Les proportions de l'âge du couvert forestier 2003 sont connues (Del Degan, Massé et Associés Inc., 2003). Cependant, aucune information n'a été recensée pour la répartition de l'âge du couvert forestier en 2010. En l'absence de ces données, il est adéquat d'utiliser les informations les plus récentes, soit celles de 2003. Ainsi la majorité des arbres a plus de 50 ans et environ le tiers sont considérés matures (90 ans et plus) (*Ib.*).

Tableau 4.4 Âge du couvert forestier
Tiré de Del Degan, Massé et Associés Inc., 2003, p. 30

Âge du couvert forestier	Pourcentage du couvert forestier
30 et 50 ans	47 %
50 et 70 ans	22 %
Plus de 90 ans	31 %

L'information des groupes d'âge est très utile pour calculer le volume brut marchand à l'hectare (m^3/ha) des différentes essences dans les tables de rendement de croissance des arbres du MRNF. Ce volume est essentiel pour déterminer la quantité de tonnes de CO_2 emmagasinées dans les arbres (Tree Canada, 2009). Pour simplifier le calcul, trois âges ont été retenus pour le couvert forestier des trois intervalles d'âge, soit 30, 50 et 90 ans. Ainsi, le couvert forestier est estimé à son plus jeune âge afin de rester conservateur dans l'estimation des valeurs. L'analyse des flux de service est prévue sur une période de 30 ans. Ainsi, les volumes marchands bruts (m^3/ha) pertinents se situent entre 30 et 60 ans pour le premier groupe d'âge du couvert forestier, de 50 à 80 ans pour le second et de 90 à 120 pour le dernier groupe dans les tables de rendements du MRNF.

Avant de calculer le volume marchand brut à l'hectare (m^3/ha), il faut déterminer la méthodologie à utiliser. Dans le présent cas, un inventaire physique, soit sur le terrain, des essences d'arbres et de leur densité a été impossible. La seconde possibilité, soit l'option retenue, est d'utiliser les tables de rendement du MRNF qui indiquent le volume marchand brut à l'hectare (m^3/ha) pour différentes essences d'arbres. En premier lieu, il faut déterminer les tables de rendements des différentes essences. Ces tables de rendements sont

fournies par le MRNF. Ces dernières permettent de prévoir les récoltes en bois. Les tables sont calculées en fonction d'un peuplement forestier d'une espèce qui a le même âge ou équienne (MRNF, 1998). Cette situation est peu probable parce qu'en milieu naturel, on retrouve plusieurs espèces d'arbre et non une seule. Cependant, il s'agit de la meilleure avenue pour calculer le volume brut marchand brut à l'hectare (m³/ha) hormis un inventaire forestier physique du corridor faunique. Une fois les essences du corridor jumelées à celles ayant une table de rendement, il s'agit de choisir la bonne série de données de croissance de l'arbre.

Il existe différentes données de croissance pour une même essence d'arbre. Les données sont répertoriées selon deux variables, soit l'indice qualité station (IQS) et la densité du peuplement. L'IQS est l'évaluation du potentiel de production forestière d'une station en fonction de l'âge et la hauteur de l'arbre (MRNF, 2003). Un IQS élevé indique une croissance plus rapide et plus généreuse qu'un plus petit IQS à densité égale. L'IQS le plus bas et une densité moyenne ont été choisis pour chaque essence d'arbre à étudier afin d'offrir un scénario conservateur (voir tableau 4.5). Les données de croissance sont disponibles à des intervalles de cinq ans (voir tableau A5.7). Par exemple, les données de la 10^e et de la 15^e année sont connues. Pour les années manquantes (11 à 14), la valeur moyenne de la 10^e et de la 15^e année a été calculée, soit une valeur plausible.

Tableau 4.5 Équivalence des essences du corridor faunique dans les tables de rendement du MRNF
Adapté de MRNF, 1998

Types d'arbres se retrouvant dans la municipalité de Mont-Tremblant	Tables du rendement d'essence d'arbre du MRNF	Indice qualité station
Érable à sucre	Érable à sucre	12
Bouleau jaune	Bouleau à papier	12
Bouleau blanc	Bouleau à papier	12
Hêtre à grande feuille	Feuillu tolérant	17
Peuplier	Peuplier faux-tremble	9
Tilleul d'Amérique	Feuillu tolérant	17
Érable rouge	Érable rouge	12
Pruche du Canada	Épinette blanche	12
Sapin Baumier	Sapin baumier	9
Épinette	Épinette rouge	12
Thuya	Thuya de l'Est	9

Le volume marchand brut à l'hectare (m^3/ha) a donc été relevé pour chaque essence d'arbre, aux différentes années (de 2010 à 2039) mentionnées précédemment (voir tableaux A5.8, A5.9 et A5.10 dans l'annexe 5). Jusqu'à cette étape, la méthodologie du scénario de référence est la même que pour le scénario politique. Le présent calcul cherche à déterminer la quantité de tonnes de CO_2 dans les deux scénarios. Pour y arriver, la taille du couvert forestier à l'étendue du corridor est utilisée.

Dans le cas du scénario de référence, la moyenne pondérée du volume marchand brut à l'hectare (m^3/ha) en fonction des proportions d'âges du couvert forestier doit être calculée en premier. Pour y arriver, les différents volumes calculés précédemment sont multipliés par leur proportion d'âges (voir tableau 4.4), soit 47 % pour le couvert âgé de 30 ans, 22 % pour le couvert âgé de 50 ans et 31% pour le couvert mûre (voir tableau A5.11 dans l'annexe 5). Le résultat démontre le volume marchand brut à l'hectare (m^3/ha) moyen de chacune des essences chaque année.

Avec ce résultat, le volume marchand brut (m^3) peut être obtenu à l'échelle du corridor faunique. Le couvert forestier du corridor faunique couvre 152 ha dans le scénario de référence. Les valeurs de volume brut marchand à l'hectare (m^3/ha) de chaque essence sont multipliées par la proportion de l'essence sur le terrain moyen (8,9 %) et, ensuite, par la superficie totale du couvert forestier du corridor faunique du scénario de référence (152 ha) pour obtenir le volume brut marchand (m^3) pour chaque essence chaque année (voir tableau A5.12). Ainsi, le résultat donne le volume en m^3 et peut ensuite être utilisé pour calculer la quantité de tonnes de CO_2 emmagasinée dans les arbres.

Le *Forest and Urban Tree Project Carbon Protocol* de Tree Canada a été retenu pour calculer les tonnes de CO_2 comprises dans les arbres. Cet organisme œuvre à l'échelle canadienne pour promouvoir la plantation d'arbres (Tree Canada, 2009). La première étape de ce protocole est de déterminer la densité de l'espèce d'arbre en tonne par mètre cube (t/m^3). Tree Canada offre ces coefficients par espèce ou des génériques dans le cas où l'espèce recherchée ne serait pas présente (*Ib.*) (voir tableau 4.6). Par la suite, il s'agit de compléter les trois équations amenant au tonnage de CO_2 séquestré dans les arbres (*Ib.*). Les trois équations sont introduites ci-dessous et expliquées plus loin.

Tableau 4.6 Facteurs de densité des essences d'arbres pour calculer la biomasse
Adapté de Tree Canada, 2009, p. 55

Types d'arbres se retrouvant dans la municipalité de Mont-Tremblant	Facteur de densité pour biomasse (tonne/m ³)
Érable à sucre	0,60
Bouleau jaune	0,51
Bouleau blanc	0,51
Hêtre à grande feuille	0,60
Peuplier	0,37
Tilleul d'Amérique	0,60
Érable rouge	0,60
Pruche du Canada	0,37
Sapin Baumier	0,34
Épinette	0,35

Équation 4.1 Biomasse par-dessus terre (BPT)

Tiré de Tree Canada, 2009, p. 26

$$\text{Biomasse BPT (t)} = \text{volume marchand (m}^3\text{)} * \text{densité de l'espèce (t/m}^3\text{)} * 1,45$$

Équation 4.2 Biomasse sous terre (BST)

Tiré de Tree Canada, 2009, p. 26

$$\text{Biomasse BST (t)} = \text{volume marchand (m}^3\text{)} * \text{densité de l'espèce (t/m}^3\text{)} * 0,40$$

Équation 4.3 Stock total de CO₂

Tiré de Tree Canada, 2009, p. 26

$$\text{Stock total de CO}_2 \text{ (tCO}_2\text{)} = (\text{PDT(t)} + \text{BST(t)}) * 0,5 \text{ tC/tbiomasse} * 3,6667 \text{ tCO}_2\text{/tC}$$

Pour la biomasse par-dessus terre (BPT), il s'agit de multiplier le volume de bois marchand (m³) par le coefficient de la densité d'espèce (t/m³) et par un facteur de 1,45. Le cheminement est très similaire pour évaluer la biomasse sous la terre, cependant le facteur est de 0,40. Puis, le calcul total est opéré en additionnant les résultats des équations une et deux. Enfin, le tout est multiplié par 0,5 tonne de carbone (tC) par tonne de biomasse et 3,6667 tonnes de CO₂ (tCO₂) par tC. Ses trois équations doivent être appliquées au volume marchand brut (m³) de chaque essence par année. La quantité de tonnes totales séquestrées par année, soit le flux de service écosystémique, peut ensuite être obtenue pour l'ensemble du corridor faunique (voir tableau A5.14).

La quantité de tonnes de CO₂ séquestrée pendant 30 ans sans corridor faunique varie entre 12 350 tCO₂ en 2010 à 21 593 tCO₂ en 2039. Ces données doivent être comparées aux

résultats obtenus pour le scénario politique afin de pouvoir effectuer une analyse. Le processus pour établir la quantité de tonnes de CO₂ est le même que dans le scénario de référence. La seule variable qui change le résultat final est la taille du couvert forestier qui est de 187 ha dans le scénario politique. Ceci mène donc à une séquestration qui varie entre 15 188 tCO₂ en 2010 et 26 555 tCO₂ séquestrées en 2039 (voir tableau A5.15).

Maintenant que le tonnage de CO₂ par année par scénario a été déterminé, il reste à déterminer la valeur monétaire de ces tonnes. Il existe une panoplie de sources de prix pour la tonne de CO₂. Au Québec, Carbone boréal a fixé le prix à 27 \$ (dollars 2010) par tonne pour la plantation d'arbres (Carbone Boréal, 2011). ZeroCO₂ est une autre compagnie québécoise qui offre l'opportunité de compenser les émissions de gaz à effet de serre par la plantation d'arbres au coût de 117 \$ (dollars 2010) par tonne de CO₂ (ZeroCO₂, 2011). Le gouvernement du Québec a annoncé que le prix de départ d'une tonne de CO₂ au lancement de sa bourse serait de 10 \$ la tonne de CO₂ (Radio-Canada, 2011). La présente recherche a retenu le prix de la tonne de CO₂ calculée par le gouvernement américain, car la méthodologie de calcul est détaillée. Ce prix représente le coût social de la tonne de CO₂ aux États-Unis selon différents taux d'actualisation (United State Government, 2010). Le taux d'actualisation retenu est de trois pour cent. Ce taux est un de ceux recommandés par le Conseil du trésor du Canada et celui-ci représente les préférences temporelles des Canadiens (Secrétariat du Conseil trésor du Canada, 2007). À ce taux, le coût social moyen de la tonne de CO₂ en 2010 est chiffré à 21 \$ américains (É.-U.) de 2007 (United State Government, 2010).

Avant de pouvoir utiliser ces prix de la tonne de CO₂, il faut les ramener en dollars 2010, soit l'année de départ des scénarios. En premier lieu, les valeurs doivent être transformées en dollars canadiens 2007. Ceci est possible en multipliant les valeurs par le taux de change dollars É.-U. à dollars canadiens moyens en 2007 qui était de 1,075 \$ (Agence du revenu du Canada, 2011). Puis, les indices du prix à la consommation moyen québécois de 2007 et de 2010 ont été utilisés pour calculer le changement du pouvoir d'achat (Statistique Canada, 2011). Ainsi, la valeur a passé de 21 \$ US (2007) à 24 \$ canadiens (2010) (voir tableau A5.16 dans l'annexe 5). Ces valeurs ont ensuite été multipliées par les tonnes de CO₂ déterminées dans les scénarios de référence et politique.

Tableau 4.7 Valeur de la séquestration de CO₂ dans les deux scénarios

	Valeur de la séquestration du CO ₂ en 2010
Scénario politique	9 825 374 \$
Scénario de référence	7 989 401 \$
Différence	1 835 973 \$

Ainsi, la valeur des tonnes de CO₂ au coût social moyen exprimé en dollars 2010 à un taux d'actualisation de trois pour cent représente aujourd'hui 9 826 000 \$ dans le scénario de politique et est de 7 990 000 \$ dans le scénario de référence. Ainsi, le corridor faunique contribue à une valeur ajoutée de 1 836 000 \$ de coûts évités sur une durée de 30 ans. Les données ici présentées seront analysées au chapitre cinq.

4.3 Chasse sportive du cerf de Virginie

La chasse du cerf de Virginie est une activité importante pour les régions. En effet, le MRNF a calculé des retombées économiques par chasseur de 672 \$ (dollars 2010) par année (MRNF, 2010). Ainsi, la préservation d'une telle activité est dans l'intérêt de la municipalité de Mont-Tremblant. La présente évaluation vise à déterminer si le corridor faunique offre un bénéfice ou un coût pour la population locale sur un horizon de 30 ans à partir de 2010 (voir annexe 6).

La variable de départ du scénario de référence et politique est le couvert forestier. Afin de calculer l'impact du changement du couvert forestier sur la population du cerf de Virginie, un modèle doit être développé. Aucune étude sur la variation de la population du cerf de Virginie par rapport à la connectivité de son habitat n'a été recensée. Cependant, une étude a été menée par Sorensen sur les caribous d'Alberta sur les perturbations causées par la perte d'habitat (Sorensen *et al.*, 2008). Le modèle a été dérivé d'observations de différentes populations de caribous sur un horizon de six ans (*Ib.*). Deux variables sont analysées dans cette étude, soit la proportion de l'habitat décimé par des feux et la proportion de l'habitat à moins de 250 m d'industrialisation (Sorensen *et al.*, 2008). Cette étude a été adaptée au contexte du Mont-Tremblant. La proportion de l'habitat détruit par le feu a été omise étant donné que moins de deux pour cent du couvert forestier sur le territoire de la municipalité de Mont-Tremblant a été la cible de feu de forêt, de coupe ou de chablis (Del Degan, Massé

et Associés Inc., 2003). La seconde proportion, soit la proportion de l'habitat à moins de 250 m d'industrialisation, peut être adaptée au contexte du corridor faunique au Mont-Tremblant.

Cependant, le corridor a une largeur d'au minimum 200 m (MRCL, 200). Il est plausible de penser que l'habitat du corridor faunique entre en contact avec les humains à moins de 50 m. Ceci porte à croire que le cerf ne réagit pas de la même manière que le caribou. Le cerf vit à proximité des humains dans la municipalité de Mont-Tremblant. Il est donc possible qu'il soit moins perturbé par ce contact que le caribou d'où la largeur de corridor moindre. Malgré ce point, le meilleur indice de perturbation trouvé est la proportion de l'habitat en contact avec l'humain. Cet indice sera représenté par l'inverse de la proportion du couvert forestier dans les deux scénarios. Ce taux représente le développement humain (maison, chemin d'accès) présent dans le corridor faunique.

Pour le scénario de référence, le taux de perturbation humain s'élève à 32 % (soit l'inverse du couvert forestier de 68 %). Le taux est de 16 % (soit l'inverse du couvert forestier de 84 %) dans le scénario politique (voir tableau 4.8), parce que le développement humain est plus restreint que dans scénario politique.

Le modèle de Sorensen peut maintenant être appliqué avec les indices de perturbation. Ceci déterminera le taux de croissance de la population de chevreuil. L'équation de Sorensen est résolue en ajoutant la valeur de l'indice de perturbation humain. Pour les besoins de la présente étude, l'indice de perturbation feu a été mis à zéro (voir équation 4). Le scénario de référence obtient un taux de croissance de 1,0912 par année, soit une augmentation de 9,12 % de la population de cerfs de Virginie. Un taux supérieur de 1,1416, soit 14,16 % d'augmentation de la population par année, a été obtenu pour le scénario politique.

Équation 4.4 Modèle du taux de croissance du caribou de Sorensen
Tiré de Sorensen *et al.*, 2008, p. 902

Taux de croissance = $1,192 + -0,00315 * \text{indice de perturbation humaine (\%)} + -0,00292 * \text{indice de perturbation feu (\%)}$

Tableau 4.8 Indice de perturbation et taux de croissance du cerf de Virginie

Scénarios	Couvert Forestier (%)	Indice de perturbation humaine (% non couvert forestier)	Taux de croissance annuel de la population de chevreuil
Référence	68 %	32 %	1,0912
Politique	84 %	16 %	1,1416

Le montant des retombées économiques par chasseur est connu, soit 672 \$ en dollars 2010 (MRNF, 2010). En 2010, 6 740 permis ont été octroyés pour la zone 11 québécoise de chasse en 2010 (Hénault, 2011). De plus, 36 % de la récolte de cerfs de Virginie de la zone 11 est estimé provenir de la région du Mont-Tremblant (*Ib.*). Il est logique de penser qu'il existe la même proportion de permis dans la région du Mont-Tremblant. Dans le même ordre d'idée, l'augmentation de la population de cerf de Virginie peut se faire au même taux d'augmentation annuelle de permis.

Les retombées économiques annuelles de la première année peuvent donc être comptabilisées. En multipliant le montant des retombées (672 \$) par la quantité totale de permis de chasse (6 740) et par la proportion de la récolte de cerfs attribuable à la région du Mont-Tremblant (36 %), on obtient les retombées économiques pour la première année.

Pour les années subséquentes, l'opération mathématique doit être modifiée. Dans un premier temps, la quantité de permis de chasse calculée pour la précédente année doit être multipliée par le taux du scénario de référence ou par le scénario politique. Le produit donne la nouvelle quantité de permis pour l'année qui doit ensuite être multipliée par les retombées économiques annuelles par permis (672 \$) pour obtenir le montant total des retombées pour la municipalité du Mont-Tremblant. Les tableaux des résultats par année sont présentés à l'annexe 5.

Tableau 4.9 Résultat de l'évaluation du cerf de Virginie

Taux d'actualisation	Valeur actualisée scénario de référence (dollars 2010)	Valeur actualisée du scénario politique (dollars 2010)	Valeur ajoutée du corridor faunique pour la chasse au Mont-Tremblant (dollars 2010)
3%	127 612 429 \$	314 460 837 \$	186 848 409 \$

Le taux d'actualisation utilisé ici est le même que pour l'évaluation du service de séquestration de CO₂, soit de trois pour cent. Sans un corridor faunique, les retombées

économiques de la chasse se chiffraient à 127 613 000 \$ à la municipalité du Mont-Tremblant. Le montant est considérablement plus élevé avec un corridor faunique. En effet, il y a une différence de 186 849 000 \$ entre les deux scénarios.

L'évaluation économique des deux services écosystémiques a été effectuée au chapitre quatre. Le prochain chapitre permettra de mettre en contexte ces valeurs en les analysant. Puis, une brève discussion suivra sur la perspective de substitution du capital naturel par du capital produit par les humains. Finalement, des recommandations seront présentées pour améliorer le calcul des services écosystémiques et le futur du corridor faunique.

5 ANALYSE DES RÉSULTATS ET RECOMMANDATIONS

L'exercice effectué au précédent chapitre a permis d'analyser deux services écosystémiques existants dans le corridor faunique. Les résultats de cette évaluation seront analysés et sera suivi d'une brève discussion sur les visions du niveau de substitution du capital produit par l'humain pour le capital naturel.

Tableau 5.1 Résultat de l'évaluation économique des services écosystémiques du corridor faunique au Mont-Tremblant

	Séquestration CO ₂	Chasse sportive du cerf de Virginie
	Valeur de la séquestration de tonnes de CO ₂	Retombées économiques actualisées en dollars 2010
Scénario politique	9 825 374 \$	314 460 837 \$
Scénario de référence	7 989 401 \$	127 612 429 \$
Différence	1 835 973 \$	186 848 409 \$

Dans le cas des deux services écosystémiques, le corridor faunique semble se révéler comme un bénéfice pour la population de la ville de Mont-Tremblant. En effet, la ville contribue à réduire les coûts sociaux de la tonne de CO₂ de 1 836 000 \$ sur 30 ans. Ceci peut être perçu de différentes façons. La quantité de tonnes de CO₂ emmagasinée en plus avec le corridor faunique pourrait être considérée comme des crédits de tonnes de CO₂ pour la ville dans son inventaire de gaz à effet de serre. Dans un autre ordre d'idée, le coût social de la tonne de CO₂ représente ce que la ville pourrait avoir à payer pour compenser les effets néfastes du changement climatique.

Il est important de nuancer les résultats afin de bien les mettre en contexte. En premier lieu, la taille du terrain moyen est une approximation. La taille moyenne des maisons par affectation est aussi une approximation. En réalité, les maisons déjà existantes ne seront pas modifiées pour répondre aux nouvelles normes urbanistiques qui ont mené au corridor faunique. La taille des maisons a un impact direct sur la proportion du couvert forestier. Pour cette raison, la quantité de tonnes de CO₂ séquestrée est peut-être surévaluée dans le scénario politique.

Les essences d'arbres et leur âge ont été estimés à partir d'un inventaire sur la totalité du territoire municipal de Mont-Tremblant. Ceci est une seconde source d'incertitude. Il se

peut que la composition et la proportion des essences puissent varier dans le corridor faunique. Cette incertitude a un impact sur les tonnes de CO₂ emmagasinés dans les deux scénarios. Les âges du couvert forestier utilisés sont les plus bas des estimations. Ce choix conservateur a peut-être pour effet de sous-estimer la quantité de tonnes de CO₂ dans les arbres. À ceci s'ajoute le choix du coût de la tonne de CO₂ comme troisième source d'incertitude. Ce coût est une estimation future des dommages causés par le changement climatique. Malgré toute la science qui existe à ce sujet, il subsiste quand même une source importante d'erreur selon les auteurs de l'étude américaine (United States Government, 2010). Malgré ces sources d'imprécisions, l'analyse effectuée dans le travail représente une méthodologie logique et rigoureuse compte tenu des ressources disponibles.

Le corridor faunique produit aussi un bénéfice au niveau du second service écosystémique. En effet, le corridor permet à la population de cerfs de Virginie de croître à un rythme plus élevé qu'au scénario de référence. Ceci se traduit par une augmentation, au même rythme, des permis de chasse. Les retombées augmentent donc de 186 849 000 \$ sur une durée de 30 ans avec un corridor faunique.

Cependant, des sources d'incertitudes existent. En premier lieu, le modèle de croissance de la population de caribous albertains de Sorensen a été développé pour calculer l'impact de la perte d'habitat (Sorensen, 2008). Or, le corridor faunique, qui fait partie de l'habitat, cherche à relier deux parcelles d'habitat. Il s'agit plutôt d'ajout de connectivité entre habitats qu'une perte d'habitat. Ainsi, il est impossible de s'assurer hors de tout doute que le taux de croissance annuelle de la population de caribou reflète parfaitement le taux de croissance annuelle des cerfs de Virginie. De cette façon, le taux peut être en deçà ou au-dessus ou égal à ce qui a été calculé. Le taux ne tient pas compte de la récolte de cerfs de Virginie qui est en place pour contrôler la quantité d'individus. Les données propres à la récolte sont difficiles à déterminer de façon annuelle. Pour cette raison, les récoltes ont été omises du calcul. Dans ce cas-ci, le taux de croissance annuelle pourrait être plus faible que celui calculé. Cependant, aucune étude au niveau de l'impact de la connectivité du cerf de Virginie, jumelée à l'impact de la chasse, n'a été recensée.

Une autre source d'incertitude existe. Celle-ci est liée au nombre de permis propre à la municipalité de Mont-Tremblant. La proportion de 36 % provient d'une estimation de la

part du biologiste Michel Hénault au service du MRNF (Hénault, 2011). Déterminer cette proportion est difficile, car la municipalité du Mont-Tremblant est située dans la zone de chasse neuf et est bordée par les zones 10 et 11 (*Ib.*). Ainsi, une variabilité de cette proportion aurait pour effet de modifier les résultats obtenus. Malgré ces deux sources d'erreurs, la méthodologie utilisée pour évaluer le cerf de Virginie dans le cadre de cet essai est logique et adéquate compte tenu des contraintes des ressources.

L'évaluation économique de deux services écosystémiques avait pour but de démontrer la démarche économique à employer lors de ce type d'analyse. Cet objectif a été accompli. Cependant, l'analyse économique a connu plusieurs sources d'incertitude. La prochaine section offrira des recommandations pour améliorer l'analyse, voire la pousser plus loin.

5.1 Recommandations

La précédente section a indiqué plusieurs sources d'incertitudes afin de bien mettre en contexte les résultats obtenus. Pour y remédier, des recommandations sont ici présentées. Dans le cas du service écosystémique de la séquestration de CO₂, un relevé exhaustif de la taille des terrains cadastrés devrait être effectué. Ceci permettrait de déterminer une taille moyenne des terrains plus exacte. À ceci s'ajoute un recensement des tailles des habitations et des constructions humaines sur les terrains relevés précédemment. À partir de ces informations, il sera possible de calculer plus exactement la taille du couvert forestier.

Un inventaire forestier avec cartes écoforestières devrait aussi être effectué à la superficie du corridor faunique pour établir avec précision l'âge et le type d'essence s'y retrouvant. Un second inventaire forestier sur le terrain devrait aussi être fait pour déterminer plus précisément le volume brut marchand des arbres. Avec ces informations, un inventaire de stock de tonnes de CO₂ emmagasinées plus détaillé pourrait être établi.

Au niveau du service de la chasse sportive du cerf de Virginie, certaines modifications pourraient être apportées pour améliorer la précision de l'évaluation économique. Dans un premier temps, le modèle de Sorensen des caribous albertains pourrait être remplacé par un modèle adapté pour le cerf de Virginie. Ce modèle devrait définir le taux de croissance de la population de cerfs en fonction de la connectivité entre habitats et de l'impact de la

chasse. Un tel modèle permettrait de préciser l'impact du corridor faunique sur les cerfs. De plus, l'impact de la chasse sur la population de cerfs offrirait l'opportunité de calculer un nombre plus précis de permis par année. Ainsi, les retombées économiques locales seraient évaluées avec plus d'exactitude en jumelant ce nouveau modèle à une étude des retombées locales des chasseurs pour la ville de Mont-Tremblant. Avec toutes ces nouvelles informations, la valeur du cerf de Virginie à tous les niveaux pourrait être mesurée avec plus d'exactitude.

Avec l'analyse économique de deux services économiques, le travail a offert une porte d'accès sur la VÉT du corridor faunique au Mont-Tremblant. Dans cette perspective, une étude complète de la valeur économique des services écosystémiques passerait par une analyse coût-bénéfice des différents services écosystémiques. Avec ce type d'analyse, les différents coûts et bénéfices qu'apporte le corridor faunique sur une étendue de 30 ans pourraient être évalués. Ainsi, la municipalité de Mont-Tremblant aurait en main une vision plus complète de la valeur de ce projet politique qu'est le corridor faunique.

5.2 Discussion sur la durabilité forte et faible

Les économistes et les écologistes ne partagent pas la même vision de la durabilité du capital naturel. Ce désaccord émerge de la substitution du capital naturel par le capital technologique produit par les humains. Le capital créé par les humains comprend le capital physique, soit les technologies, les procédés, les usines par exemple, ainsi que le capital humain, qui représente les connaissances et l'éducation (Pass *et al.*, 1988). Le capital naturel contient toutes les ressources naturelles (*Ib.*), y compris les services écosystémiques. La dichotomie sur la substitution de ces capitaux s'exprime dans les concepts de durabilité forte et faible. Cette section introduira en premier ces concepts. Puis, une discussion s'en suivra avec les valeurs économiques des services écosystémiques présentées au début du chapitre.

Les économistes, pour la plupart (Ayres *et al.*, s. d.), perçoivent le capital naturel comme étant interchangeable avec le capital créé par l'humain (Tisdell, 1993) pourvu que le niveau de capital total reste constant (Ayres *et al.*, s. d.). Cette vision est nommée la durabilité faible ou *weak sustainability* en anglais. Appliquée au corridor faunique, il reviendrait à

dire qu'une technologie humaine peut remplacer tous les flux de services d'un élément de l'écosystème. Un exemple concret est la construction d'une usine d'épuration pour remplacer le service d'épuration des milieux humides.

Cette vision du capital ne semble pas être partagée par les écologistes. Selon eux, le capital naturel ne peut être un substitut parfait pour le capital humain (*Ib.*). Il s'agit de la durabilité forte ou *strong sustainability* en anglais. Selon eux, certains processus sont irremplaçables de façon quasi permanente (*Ib.*). Selon certains, l'approche de substitution parfaite entre le capital naturel et technologique humain peut être contrée par l'affirmation suivante : si la substitution des deux types de capital est parfaite, quel serait l'incitatif pour l'humain de transformer le capital naturel étant donné que tous nos besoins sont comblés par le capital naturel (Costanza *et al.*, 1997) ? Cette réflexion apporte une nouvelle vision de la relation entre les deux sortes de capital. Ces derniers sont complémentaires plutôt que substituts (*Ib.*).

Ces visions du capital naturel ont un impact sur la perception d'un service écosystémique. D'une perspective économique, la séquestration de CO₂ par les arbres du corridor faunique pourrait être remplacée par les technologies humaines (c.-à-d. captage du carbone dans le sol). Cependant, les flux des autres services fournis par les arbres, comme la purification de l'air, seraient perdus si les arbres étaient remplacés par ces technologies.

L'établissement du corridor faunique pourrait être considéré comme un exemple de soutenabilité faible. Le capital naturel, soit les cerfs de Virginie et leur milieu naturel, vise à être protégé pour le futur. Pour y arriver, les connaissances du capital humain ont été utilisées pour analyser les paramètres de l'habitat du cerf (ex. : expertise de biologiste). De plus, le capital technologique a aussi été mis de l'avant pour rendre ces analyses possibles (ex. : ordinateurs, recensement de la population de cerfs de Virginie à partir d'avion). Ainsi, l'utilisation du capital humain et capital technologique a eu pour but de mettre un projet de conservation en place. Dans ce cas-ci, il est possible de dire que le capital naturel a été rendu plus productif par l'utilisation du capital créé par l'humain. Il serait aussi possible de conclure que les deux types de capitaux ont été complémentaires dans cette situation.

Plusieurs inconnus existent vis-à-vis le remplacement d'un service écosystémique par une technologie humaine. Ce type de raisonnement invite donc tout commanditaire de projets, ayant un impact sur l'environnement, à soupeser chaque décision pour s'assurer de maximiser le bien-être humain à long terme.

CONCLUSION

Le présent essai visait à déterminer les bienfaits économiques, sociaux et environnementaux liés à l'établissement d'un corridor faunique. L'objectif a été atteint par l'entremise des différentes informations présentées dans les chapitres. Ainsi, un portrait complet de la nature d'un corridor, des techniques d'évaluation économique, de l'application concrète au corridor faunique au Mont-Tremblant et une analyse des résultats ont été effectués.

Au chapitre premier, le but était d'introduire le lecteur aux raisons ayant mené à la création de corridors. Ce chapitre a servi de base conceptuelle au corridor faunique pour bien comprendre sa nature et ses possibilités d'application. Une technique d'analyse, soit l'évaluation économique des services écosystémiques, a été présentée, au deuxième chapitre, pour inclure tous les bienfaits pertinents aux humains. Ainsi, le cadre d'analyse de la VÉT offre un outil pour sonder tous les services écosystémiques, soit des fonctions écosystémiques ayant un usage humain. Ces services peuvent, à leur tour, être évalués monétairement avec des outils économiques afin de les intégrer dans les processus de décision de projet.

Le troisième chapitre visait à mettre en contexte le corridor faunique au Mont-Tremblant et de débiter le processus d'analyse économique. Ainsi, ce chapitre a été une application concrète des notions présentées au chapitre un et deux.

L'analyse économique s'est poursuivie au chapitre quatre, où le détail de la méthodologie d'évaluation économique a été exposé pour les deux services écosystémiques. Dans les deux cas, le corridor faunique apporte une valeur ajoutée à la ville de Mont-Tremblant. Ainsi, la séquestration de CO₂ permet à la ville d'éviter 1 836 000 \$ de dommages liés au changement climatique sur une durée de 30 ans. Au niveau de la chasse sportive du cerf de Virginie, la valeur ajoutée du corridor faunique est de 186 849 000 \$ au cours de la même durée. En plus de ces deux services écosystémiques, il existe d'autres services écosystémiques qui ont un impact sur la sphère économique étudiés ici tels que l'extraction de l'eau potable pour les golfs, les retombées de la pêche et l'utilisation du bois résiduel des coupes d'aménagement. Il s'agit donc d'impacts économiques qui peuvent être des

bienfaits ou des coûts. La nature de l'impact peut être déterminée par l'entremise d'une analyse coût-bénéfice de tous les services écosystémiques du corridor faunique.

Le recensement des fonctions écosystémiques, selon la typologie du MEA, a aussi permis d'exposer certains bienfaits potentiels sociaux et environnementaux du corridor faunique du Mont-Tremblant. Au niveau social, les résidents de la municipalité semblent dériver une part de leur sentiment d'appartenance de leur milieu naturel comme le corridor faunique. La nature a aussi une valeur d'héritage culturel. Le corridor faunique sert aussi d'inspiration artistique pour les artistes locaux et pour les campagnes publicitaires de Station Mont-Tremblant. Le corridor est aussi le lieu d'activités éducatives. Finalement, le corridor sert à des fins récréatives au niveau du tourisme, de la pêche et de la chasse du cerf de Virginie.

Les bienfaits environnementaux sont aussi potentiellement nombreux. Dans un premier temps, le corridor permet de maintenir la diversité génétique du cerf de Virginie; ceci aide à assurer sa continuité. L'établissement du corridor contribue au maintien de la qualité de l'air et à la régulation du climat. Finalement, le contrôle de l'érosion est un service fourni par le corridor permettant d'offrir un habitat favorable aux poissons.

Finalement, le chapitre cinq a mis en contexte les valeurs calculées en les comparant aux sources d'incertitudes. Malgré ces dernières, la méthodologie d'évaluation économique employée dans le travail est adéquate compte tenu des contraintes des ressources. De plus, des recommandations ont été offertes pour les limiter dans une analyse future. Le tout a été complété d'une brève discussion démontrant la difficulté de substituer le capital naturel pour du capital créé par les humains. La mise en place du corridor suggère que le capital naturel et le capital créé par l'humain sont complémentaires.

Dans une future recherche, une analyse coût-bénéfice de tous les services écosystémiques serait de mise pour déterminer, avec une plus grande exactitude, la valeur économique du corridor faunique au Mont-Tremblant pour la population locale.

RÉFÉRENCES

- Agence du revenu du Canada (2010). Taux de change moyen pour 2007. In Agence de revenu du Canada. *Agence de revenu du Canada*, [En ligne]. <http://www.cra-arc.gc.ca/formspubs/prioryear/rc4152/rc4152-07f.html> (Page consultée le 28 décembre 2011).
- Agir pour la Diable (s. d.). Les milieux humides. In Agir pour la Diable. *Agir pour la Diable*, [En ligne]. http://www.agirpouurladiable.org/html/do_milieus.html (Page consultée le 25 novembre 2011).
- Anderson A.B. and Jenkins, C.N. (2006). *Applying Nature's Design Corridors as a Strategy for Biodiversity Conservation*. New York, Columbia University Press, 231 p.
- Ayres, R.U., Van den Bergh, J. and Gowdy, J.M. (1998). Viewpoint: Weak versus Strong Sustainability. In Tinbergen Institute. *Tinbergen Institute*, [En ligne]. <http://www.tinbergen.nl/uvatin/98103.pdf> (Page consultée le 15 novembre 2011).
- Bennett, A.F. (2003). *Linkages in the Landscape The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*. 2 édition, Gland, IUCN - The World Conservation Union, 254 p. 1. (Collection IUCN Forest Conservation Programme Conserving Forest Ecosystems Series).
- Brahic, E. et Terreaux, J.-P. (2009). *Évaluation économique de la biodiversité - Méthodes et exemples pour les forêts tempérées*. 1 édition, Versailles, Quae éditions, 199 p. (Collection Savoir faire).
- BUND (2010). 20,000 kilometers of migration corridors. A safety net for the european wildcat. In BUND. *BUND*, [En ligne]. http://www.bund.net/fileadmin/bundnet/publikationen/artenschutz/20100405_wildkatze_broschuere_engl.pdf (Page consultée le 16 octobre 2011).
- Canards Illimités Canada (2006). Valeurs de la nature - le lien entre l'environnement et l'économie. In Canards Illimités Canada. *Canards Illimités Canada*, [En ligne]. http://www.ducks.ca/fr/conservation/milieus_humides/pdf/nv6_mh.pdf (Page consultée le 15 décembre 2011).
- Carbone boréal (s. d.). Certificat cadeau. In Université du Québec à Chicoutimi. *Carbone boréal*, [En ligne]. <http://carboneboreal.uqac.ca/bon-achat.php> (Page consultée le 27 décembre 2011).
- Central Intelligence Agency (s. d.). The World Factbook. In Central Intelligence Agency. *Central Intelligence Agency*, [En ligne]. <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/geos/gm.html> (Page consultée le 09/16 2011).

- Chen, W. (2007). Economic Growth and the Environment in China. *In Policy Innovations. Policy Innovations*, [En ligne]. http://www.policyinnovations.org/ideas/policy_library/data/01447/res/id=sa_File1/paper.pdf (Page consultée le 18 novembre 2011).
- City of Toronto (2011). Parking space dimensions. *In City of Toronto. City of Toronto*, [En ligne]. <http://www.toronto.ca/zoning/parking.htm> (Page consultée le 27 décembre 2011).
- Club des Moucheurs EnDiablés (2007). Info pour la pêche. *In Club des Moucheurs EnDiablés. Club des Moucheurs EnDiablés*, [En ligne]. <http://www.moucheursendiabls.com/ensemble/infopeche/infopeche.html> (Page consultée le 06 janvier 2012).
- Costanza, R., Cumberland, J., Daly, H., Goodland, R. and Norgaard, R. (1997). *An Introdution to Ecological Economics*. 1 édition, Florida, St. Lucie Press, 275 p.
- Danish Ministry of the Environment (2007). Practical tools for value transfer in Denmark - guidelines and an example. *In Danish Ministry of the Environment. Danish Ministry of the Environment*, [En ligne]. <http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2007/978-87-7052-656-2/pdf/978-87-7052-657-9.pdf> (Page consultée le 24 novembre 2011).
- De Groot, R.S., Wilson, M.A. and Boumans, R.M.J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, vol. 41, n° 3, p. 393-408.
- Del Degan, Massé et associés inc. (2003). Plan directeur en environnement ville de Mont-Tremblant. *In Ville de Mont-Tremblant. Ville de Mont-Tremblant*, [En ligne]. <http://www.villedemont-tremblant.qc.ca/upload/File/Plan%20dir.%20-%20Tome%201.pdf> (Page consultée le 06 octobre 2011).
- Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) (2011). An Introductory Guide to Valuing Ecosystem Services. *In Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA). Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA)*, [En ligne]. <http://archive.defra.gov.uk/environment/policy/natural-environ/documents/eco-valuing.pdf> (Page consultée le 11 septembre 2011).
- Domaine Saint-Bernard (s. d.). Domaine Saint-Bernard. *In Domaine Saint-Bernard. Domaine Saint-Bernard*, [En ligne]. <http://www.domainesaintbernard.org/> (Page consultée le 21 décembre 2011).
- EFTEC (2010). Valuing Environmental Impacts: Pratical Guidelines for the Use of Value Transfer in Policy and Project Appraisal. *In DEFRA. DEFRA*, [En ligne]. <http://archive.defra.gov.uk/environment/policy/natural-environ/using/valuation/documents/summary-steps.pdf> (Page consultée le 22 novembre 2011).

- Eurostat (s. d.). Total Population. In Eurostat. *Eurostat*, [En ligne]. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/tgm/table.do?tab=table&language=en&pcode=tps00001&tableSelection=1&footnotes=yes&labeling=labels&plugin=1> (Page consultée le 16 septembre 2011).
- Fréchette, V. (2011a). Discussion sur les buts et outils utilisés pour produire le corridor faunique du Mont-Tremblant. Communication orale. *Entrevue téléphonique menée par Jean-Philippe Roux-Groleau avec Vicky Fréchette, Spécialiste en aménagement et développement du territoire à la Municipalité régionale de comté des Laurentides*, 13 septembre 2011, Montréal.
- Fréchette, V. (14 septembre 2011b). *Communication au sujet des paramètres utilisés pour délimiter le ravages du cerf de virginie près du mont-tremblant*. Courrier électronique à Jean-Philippe Roux-Groleau, adresse destinataire : jean-philippe.roux-groleau@usherbrooke.ca
- Fréchette, V. (16 septembre 2011c). *Superficie du corridor faunique au mont-tremblant*. Courrier électronique à Jean-Philippe Roux-Groleau, adresse destinataire : jean-philippe.roux-groleau@usherbrooke.ca
- Gauthier, P. (2009). Portrait agricole Bassin versant de la Rivière du Diable Aperçu du bassin versant de la Rivière Rouge. In *Agir pour la Diable. Agir pour la Diable*, [En ligne]. http://www.agirpouurladiable.org/liens/presentation_agri_22CC.pdf (Page consultée le 17 octobre 2011).
- Grossman, G.M. and Krueger, A.B. (1995). Economic Growth and the Environment. *The Quaterly Journal of Economics*, vol. 110, n° 2, p. 353-377.
- Hénault, M. (21 décembre 2011). *% De chevreuils abattus du ravage du mont-tremblant*. Courrier électronique à Jean-Philippe Roux-Groleau, adresse destinataire : jean-philippe.roux-groleau@usherbrooke.ca
- Hilty, J.A., Lidicker Jr., W.Z. and Merenlender, A.M. (2006). *Corridor Ecology The Science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation*. Washington, Island Press, 323 p.
- HM Treasury (2011). The Green Book - Appraisal and Evaluation in Central Government. In HM Treasury. *HM Treasury*, [En ligne]. http://www.hm-treasury.gov.uk/d/green_book_complete.pdf (Page consultée le 22 novembre 2011).
- Lafrance, A. (2011). Discussion sur le corridor forestier du Mont-Saint Bruno . Communication orale. *Entrevue téléphonique menée par Jean-Philippe Roux-Groleau avec Amélie Lafrance, Coordinatrice chez Nature-Action Québec*, 12 octobre 2011, Montréal.

- Léonard, S. (2011). Discussion au sujet du corridor faunique au Mont-Tremblant. Communication orale. *Entrevue menée par Jean-Philippe Roux-Groleau avec Monsieur Serge Léonard, Directeur du Service de l'environnement à la ville de Mont-Tremblant*, 28 juillet 2011, Ville de Mont-Tremblant.
- Levac, L.-M. (2011a). Conversation à propos des règles urbanistiques du corridor faunique . Communication orale. *Entrevue téléphonique menée par Jean-Philippe Roux-Groleau avec Louis-Martin Levac, Directeur du Service de l'urbanisme à la ville de Mont-Tremblant*, 21 décembre 2012, Montréal.
- Levac, L.-M. (21 décembre 2011b). *Envoi d'information propre aux règles urbanistiques du corridor faunique* Courrier électronique à Jean-Philippe Roux-Groleau, adresse destinataire : jean-philippe.roux-groleau@usherbrooke.ca
- Loi sur l'aménagement et l'urbanisme (LAU)*, L.R.Q., A-19.1.
- Millenium Ecosystem Assessment (MEA) (2005). Ecosystems and Human Well-being. In Millenium Ecosystem Assessment. *Millenium Ecosystem Assessment*, [En ligne]. <http://www.maweb.org/documents/document.300.aspx.pdf> (Page consultée le 08 octobre 2011).
- Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche (2011). La forêt, l'arbre, le bois. In Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche. *Science.gouv.fr*, [En ligne]. <http://www.science.gouv.fr/fr/dossiers/bdd/page/5/res/4218/la-foret-l-arbre-le-bois/> (Page consultée le 15 décembre 2011).
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) (2010). Le plan de gestion du cerf de Virginie au Québec 2010-2017. In Ministère de Ressources naturelles et de la Faune. *Ministère de Ressources naturelles et de la Faune*, [En ligne]. <http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/faune/chasse/plan-gestion-cerf-resume.pdf> (Page consultée le 14 décembre 2011).
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) (2011). Statistiques de chasse et de piégeage. In Ministère de Ressources naturelles et de la Faune. *Ministère de Ressources naturelles et de la Faune*, [En ligne]. <http://www.mrn.gouv.qc.ca/faune/statistiques/chasse-piegeage.jsp> (Page consultée le 14 décembre 2011).
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) (2003). Manuel d'aménagement forestier 4e édition. In Ministère de Ressources naturelles et de la Faune. *Ministère de Ressources naturelles et de la Faune*, [En ligne]. <http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/amenagement/manuel.pdf> (Page consultée le 23 décembre 2011).

- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) (1998). *Guide d'aménagement forestier : documents d'annexe*. Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune.
- Ministère des Affaires municipales, Régionales et de l'Occupation du territoire (MAMROT) (2011). Carte régionale des Laurentides. In Gouvernement du Québec. *Ministère des Affaires municipales, Régionales et de l'Occupation du territoire*, [En ligne]. http://www.mamrot.gouv.qc.ca/fileadmin/publications/organisation_municipale/cartotheque/Region_15.pdf (Page consultée le 12 septembre 2011).
- Ministère des Affaires municipales, Régionales et de l'Occupation du territoire (MAMROT) (2010a). La biodiversité et l'urbanisation Guide de bonnes pratiques sur la planification territoriale et le développement durable. In Gouvernement du Québec. *Ministère des Affaires municipales, Régionales et de l'Occupation du territoire*, [En ligne]. http://www.mamrot.gouv.qc.ca/fileadmin/publications/grands_dossiers/developpement_durable/biodiversite_urbanisation_complet.pdf (Page consultée le 09 juillet 2011).
- Ministère des Affaires municipales, Régionales et de l'Occupation du territoire (MAMROT) (2010b). Modification du schéma d'une MRC sur le territoire d'une communauté métropolitaine. In Gouvernement du Québec. *Ministère des Affaires municipales, Régionales et de l'Occupation du territoire (MAMROT)*, [En ligne]. http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/amenagement_territoire/documentation/modification_schema_MRC_communaute.pdf (Page consultée le 10 septembre 2011).
- Municipalité régionale de comté des Laurentides (MRCL) (2000). Schéma d'aménagement révisé. In MRC des Laurentides. *MRC des Laurentides*, [En ligne]. http://www.mrclaurentides.qc.ca/fr/services/amenagement/pdf/schema_amenagement/Schema_revisé_dec2009/Sch-5-amendé_236-2009_PU_Tremblant_corridor_faunique.pdf (Page consultée le 12 septembre 2011).
- Nature-Action Québec (2011). Le Projet. In Nature-Action Québec. *Le corridor forestier - un lien à préserver*, [En ligne]. http://www.nature-action.qc.ca/corridor_forestier/projet.html (Page consultée le 06 octobre 2011).
- Organisation des Nations Unies (ONU) (2010). 2010 International Year for Biodiversity. In Organisation des Nations Unies. *2010 International Year for Biodiversity*, [En ligne]. <http://www.cbd.int/2010/welcome/?lg=fr> (Page consultée le 14 septembre 2011).
- Organisation des Nations Unies (ONU) (2008). Achieving Sustainable Development and Promoting Development Cooperation. In Organisation des Nations Unies (ONU). *Organisation des Nations Unies (ONU)*, [En ligne]. http://www.un.org/en/ecosoc/docs/pdfs/fina_08-45773.pdf (Page consultée le 13 octobre 2011).

- Ville d'Ottawa (2011). Environmental Strategy. In Ottawa. *Ottawa*, [En ligne].
http://www.ottawa.ca/city_services/planningzoning/2020/enviro/annex2_en.shtml
 (Page consultée le 15 décembre 2011).
- Panayotou, T. (s. d.). Economic Growth and the Environment. In United Nations Economic Commission for Europe. *United Nations Economic Commission for Europe*, [En ligne].
www.unece.org/ead/pub/032/032_c2.pdf (Page consultée le 18 novembre 2011).
- Pass, C., Lowes, B. and Davies, L. (1988). *Dictionnary of Economics*. Glasgow, Collins, 557 p.
- Pitney Bowes Software (2011). MapInfo is now Pitney Bowes Software. In Pitney Bowes Software. *Pitney Bowes Software*, [En ligne].
<http://www.pbinsight.com/welcome/mapinfo/> (Page consultée le 28 décembre 2011).
- PLANI-CITÉ (s. d.). Plan concept de l'écoterritoire du corridor écoforestier de l'Île Bizard - Rapport final. In Ville de Montréal. *Ville de Montréal - La nature en ville*, [En ligne].
http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/page/nature_en_ville_fr/media/documents/Plan_concept_ibizard_leger.pdf (Page consultée le 06 octobre 2011).
- Radio-Canada (2011). Bourse du carbone : feu vert de Québec. In Radio-Canada. *Radio-Canada*, [En ligne]. <http://www.radio-canada.ca/nouvelles/environnement/2011/12/15/001-arcand-bourse-carbone.shtml>
 (Page consultée le 5 janvier 2012).
- Règlement (2010)-100-2 modifiant le plan d'urbanisme (2008)-100 relativement à la modification des périmètres d'urbanisation et à la création de deux nouvelles affectations au schéma d'aménagement révisé de la MRC des Laurentides* (2010). Ville de Mont-Tremblant, (2010)-100-2.
- Règlement numéro 236-2009 modifiant le schéma d'aménagement révisé de la MRC des Laurentides relatif à la modification des périmètres d'urbanisation de la Ville de Mont-Tremblant, et à la création de deux nouvelles affectations « résidentielle et faunique » et « corridor faunique »* (2009). Municipalité régionale de comté des Laurentides (MRCL), 236-2009.
- Regroupement national des conseils régionaux de l'environnement du Québec (RNCREQ) (1998). Rapport de recherche - Évolution conceptuelle du développement durable. In Regroupement national des conseils régionaux de l'environnement du Québec. *Regroupement national des conseils régionaux de l'environnement du Québec*, [En ligne]. <http://rncreq.org/pdf/Rapport%20DD.pdf> (Page consultée le 21 novembre 2011).
- Ressources Naturelles Canada (2009). L'atlas du Canada Densité de la population, 2006. In Ressources Naturelles Canada. *Ressources Naturelles Canada*, [En ligne].
<http://atlas.nrcan.gc.ca/site/francais/maps/peopleandsociety/population/population2006/popden2006/1> (Page consultée le 23 octobre 2011).

- Sawyer, D. et Bourrassa, Y. (2001). *Évaluer nos environnements locaux - projet sur l'évaluation des ressources : Document guide*.
- Secrétariat du Conseil du trésor du Canada (2007). Guide d'analyse coûts-avantages pour le Canada : Propositions de réglementation. In Secrétariat du Conseil du trésor du Canada. *Secrétariat du Conseil du trésor du Canada*, [En ligne]. <http://www.tbs-sct.gc.ca/ri-qr/documents/gl-ld/analys/analys-fra.pdf> (Page consultée le 21 novembre 2011).
- Selous-Niassa Wildlife Corridor (2010). Selous-Niassa Wildlife Corridor. In Selous-Niassa Wildlife Corridor. *Selous-Niassa Wildlife Corridor*, [En ligne]. <http://www.selous-niassa-corridor.org/wildlife-corridor/> (Page consultée le 16 septembre 2011).
- Société canadienne de l'immeuble (2011). Realtor.ca. In Société canadienne de l'immeuble. *Realtor.ca*, [En ligne]. www.realtor.ca (Page consultée le 26 décembre 2011).
- Sorensen, T., McLoughlin, P.D., Hervieux, D., Dzus, E., Nolan, J. and Wynes, B. (2008). Determining Sustainable Levels of Cumulative Effects for Boreal Caribou. *Journal of Wildlife Management*, vol. 72, n° 4, p. 900-905.
- Station Mont Tremblant (2011). Video « Take me to the top ». In Station Mont Tremblant. *Tremblant*, [En ligne]. <http://www.tremblant.ca/videos/video-bev/index-e.htm> (Page consultée le 15 décembre 2011).
- Statistique canada (2011). Consumer Price Index, by province. In Statistique canada. *Statistique canada*, [En ligne]. <http://www40.statcan.gc.ca/l01/cst01/econ09f-eng.htm> (Page consultée le 28 décembre 2011).
- Tanzania Wildlife Research Institute (2009). Aerial Census in the Selous-Niassa Wildlife Corridor. In Selous-Niassa Wildlife Corridor. *Selous-Niassa Wildlife Corridor*, [En ligne]. http://www.selous-niassa-corridor.org/no_cache/publications/?tx_drblob_pi1%5BdownloadUid%5D=3 (Page consultée le 16 septembre 2011).
- The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) (2010). Ecological and Economic Foundations - Chapter 5. In The Economics of Ecosystems and Biodiversity. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*, [En ligne]. <http://www.teebweb.org/LinkClick.aspx?fileticket=JUukugYJHTg%3d&tabid=1018&language=en-US> (Page consultée le 01 octobre 2011).
- Tisdell, C. (1993). *Environmental Economics Policies for Environmental Management and Sustainable Development*. 1 édition, Aldershot, Edward Elgar Publishing Limited, 259 p. EE. (Collection New Horizons in Environmental Economics).
- Tree Canada (2009). Forest and Urban Tree Carbon Project Protocol. In Tree Canada. *Tree Canada*, [En ligne].

<http://www.treecanada.ca/site/resources/pages/files/Carbon%20Protocol%20English.pdf> (Page consultée le 15 décembre 2011).

United States Government - Interagency Working Group on Social Cost of Carbon (2010). *Technical Support Document : - Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis - Under Executive Order 12866* -.

Vaillancourt, J. (1998). Rapport de recherche Évolution conceptuelle et historique du développement durable. In Regroupement national des conseils régionaux de l'environnement du Québec (RNCREQ). *Regroupement national des conseils régionaux de l'environnement du Québec (RNCREQ)*, [En ligne].
<http://rncreq.org/pdf/Rapport%20DD.pdf> (Page consultée le 21 novembre 2011).

Ville de Montréal (2007). Le Corridor écoforestier de l'Île Bizard - Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels. In Ville de Montréal. *Ville de Montréal - La nature en ville*, [En ligne].
http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/page/nature_en_ville_fr/media/documents/ecoterritoires_corridor_Ile_Bizard.pdf (Page consultée le 6 octobre 2011).

Ville de Mont-Tremblant (VDMT) (2008a). Plan d'urbanisme - règlement (2008)-100 - Chapitre 7. In Ville de Mont-Tremblant. *Ville de Mont-Tremblant*, [En ligne].
<http://www.villedemont-tremblant.qc.ca/upload/File/Urbanisme/refonte%20adopte/100%20PU%20Chapitre%2007.pdf> (Page consultée le 15 décembre 2011).

Ville de Mont-Tremblant (VDMT) (2008b). Politique de l'eau de la ville de Mont-Tremblant. In Ville de Mont-Tremblant. *Ville de Mont-Tremblant*, [En ligne].
http://www.villedemont-tremblant.qc.ca/upload/File/Environnement/Politique%20de_leau%20finale.pdf (Page consultée le 15 décembre 2011).

Ville de Mont-Tremblant (VDMT) (2008c). Plan d'urbanisme - règlement (2008)-100 -- Chapitre 5. In Ville de Mont-Tremblant. *Ville de Mont-Tremblant*, [En ligne].
<http://www.villedemont-tremblant.qc.ca/upload/File/Urbanisme/refonte%20adopte/100%20PU%20Chapitre%2005.pdf> (Page consultée le 15 décembre 2011).

Ville de Mont-Tremblant (VDMT) (2007). Politique de l'eau. In Ville de Mont-Tremblant (VDMT). *Ville de Mont-Tremblant (VDMT)*, [En ligne]. http://www.villedemont-tremblant.qc.ca/upload/File/Environnement/Politique%20de_leau%20finale.pdf (Page consultée le 13 décembre 2011).

Von Bredow, R. (2007). Conservationits Blaze Trails for Wilcats. In Der Spiegel. *Der Spiegel*, [En ligne].
<http://www.spiegel.de/international/germany/0,1518,506962,00.html> (Page consultée le 16 septembre 2011).

- Wallace, K.J. (2007). Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, vol. 139, n° 3-4, p. 235-246.
- Yellowstone to Yukon (Y2Y) (2011a). Y2Y's Region. *In* Yellowstone to Yukon. *Yellowstone to Yukon* [En ligne]. <http://www.y2y.net/Default.aspx?cid=516&lang=1> (Page consultée le 16 septembre 2011).
- Yellowstone to Yukon (Y2Y) (2011b). Y2Y's Three Conservation Strategies. *In* Yellowstone to Yukon. *Yellowstone to Yukon* [En ligne]. <http://www.y2y.net/Default.aspx?cid=5&lang=1> (Page consultée le 16 septembre 2011).
- Zalac, F. et Rose, Y. (2009). Y2Y : le corridor faunique *In* Radio-Canada. *Radio-Canada*, [En ligne]. <http://www.radio-canada.ca/emissions/decouverte/2008-2009/Reportage.asp?idDoc=82482> (Page consultée le 25 juillet 2011).
- ZEROCO₂ (2009). *In* ZEROCO₂. *ZEROCO₂*, [En ligne]. <http://zeroco2.com/> (Page consultée le 28 décembre 2011).

ANNEXE - 1 EXEMPLES DE CORRIDORS

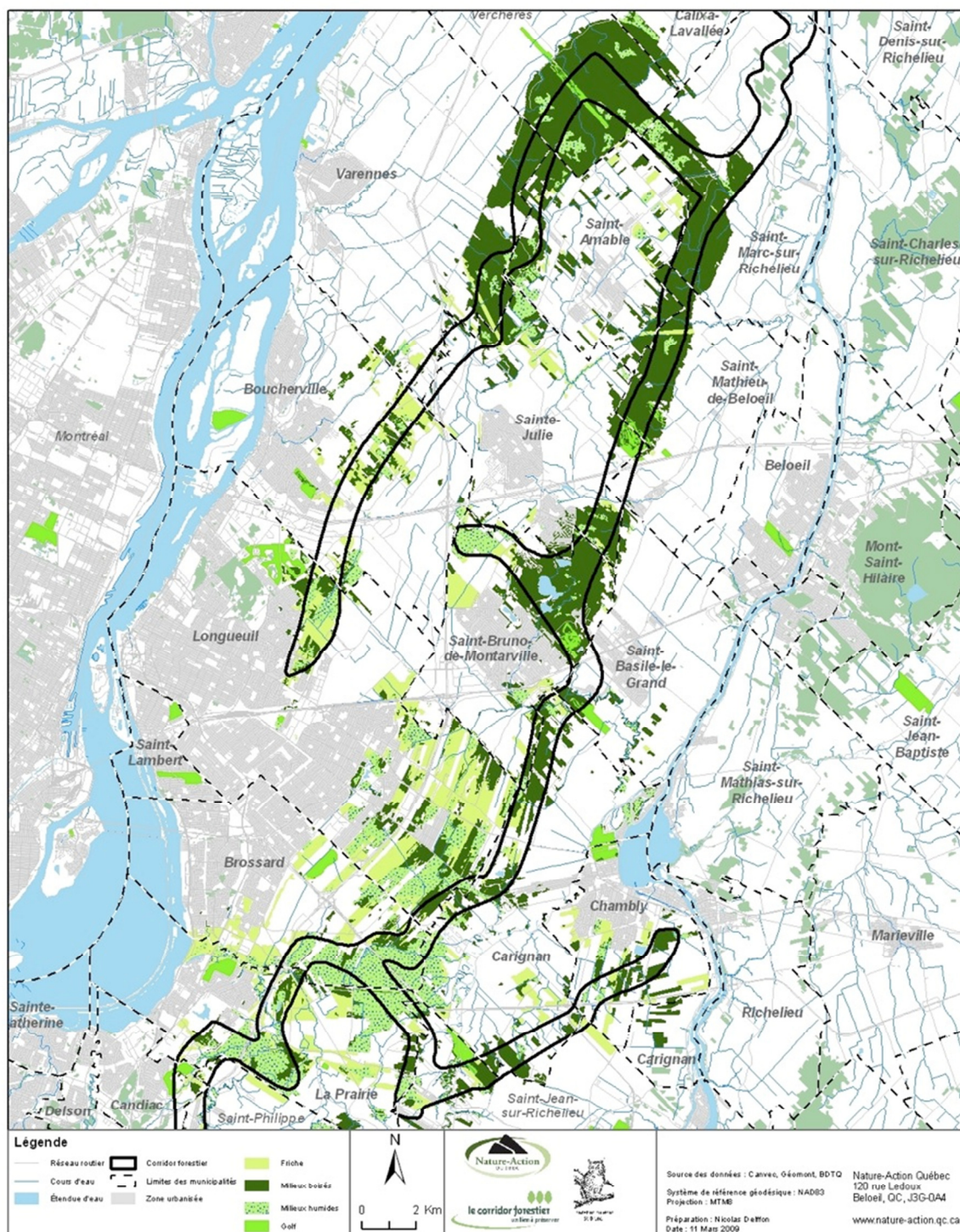


Figure A1.1 Corridor forestier du Mont-Saint-Bruno, tirée de Nature-Action Québec, 2011



Figure A1.3 Écoterritoire du « Yellowstone to Yukon », tirée de Y2Y, 2011

Where the Wild Things Roam

Forest areas will be linked together by corridors to allow wild cats and other wild animals to spread between habitats

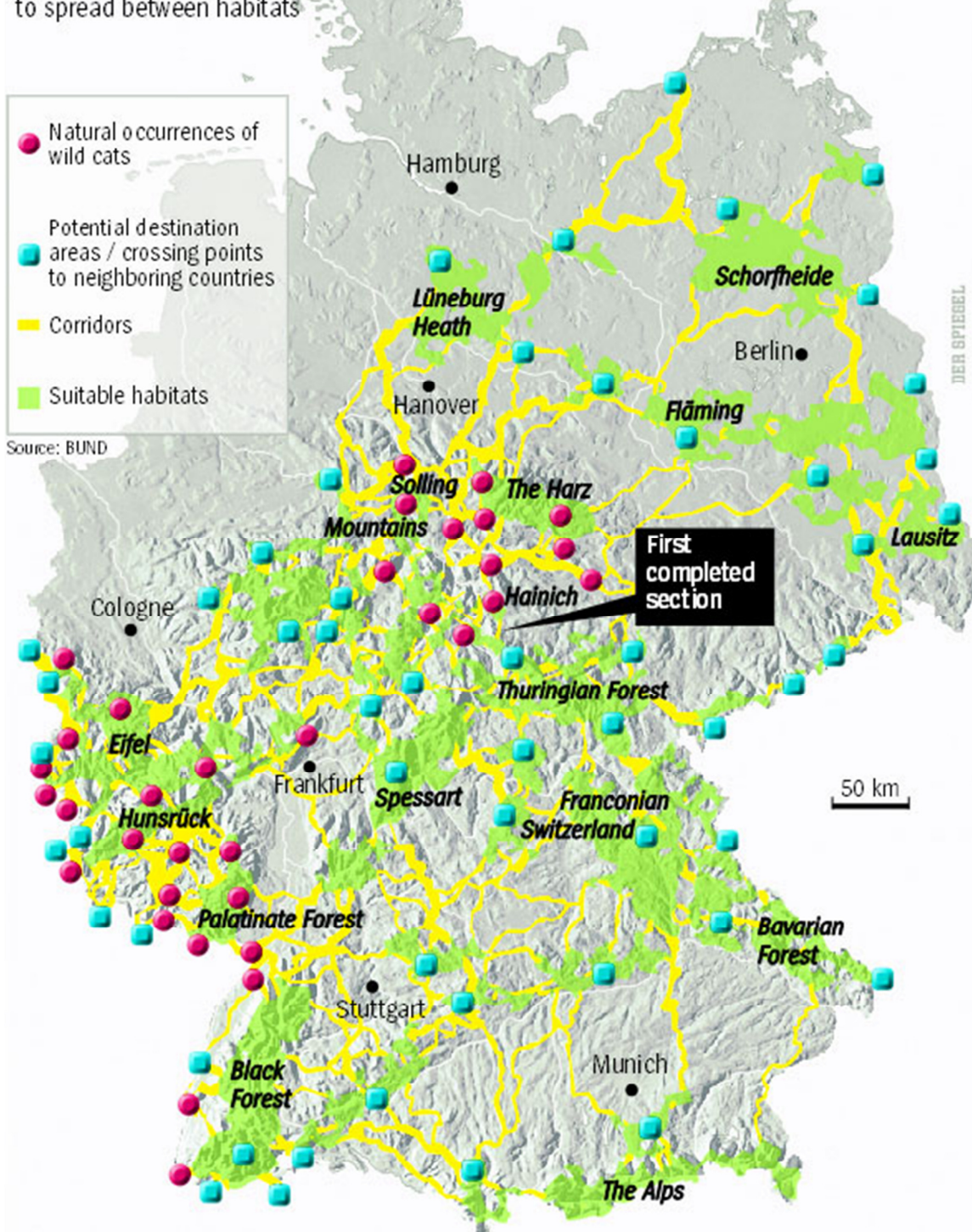


Figure A1.4 Réseaux de corridors pour le chat sauvage d'Europe, tirée de Der Spiegel, 2007

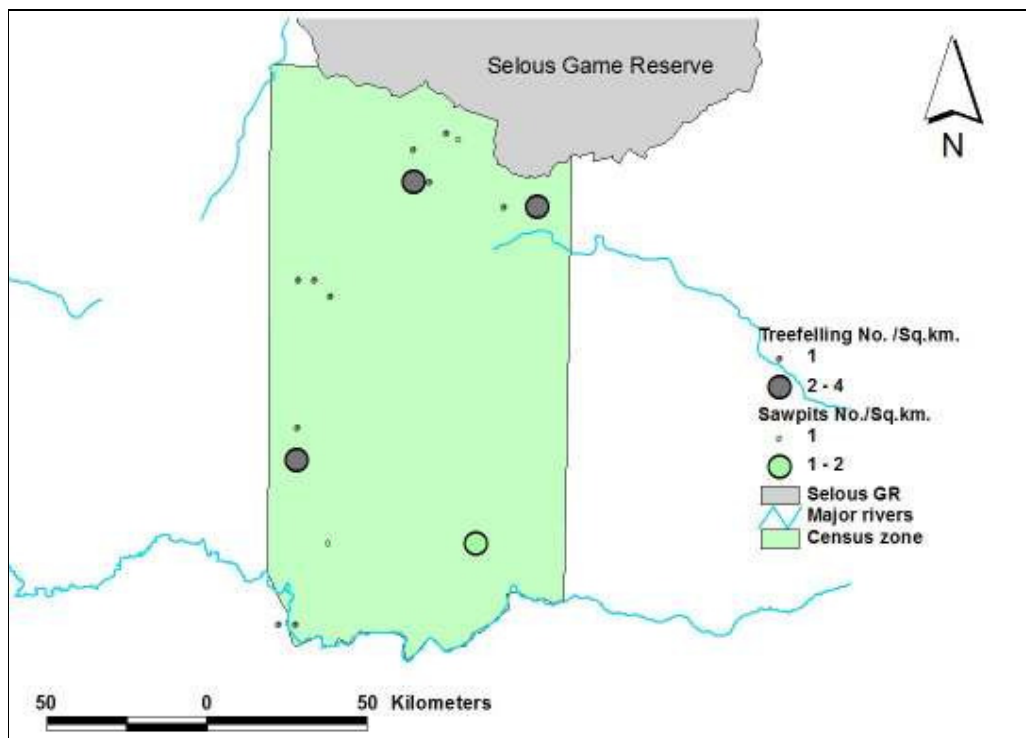


Figure A1-5 Corridor faunique Selous-Niassa, tirée de Tanzania Wildlife Research Institute, 2009, p. 23

ANNEXE - 2 COURBE DE KUZNET

(Tiré de Payanaou, 2003, p. 46)

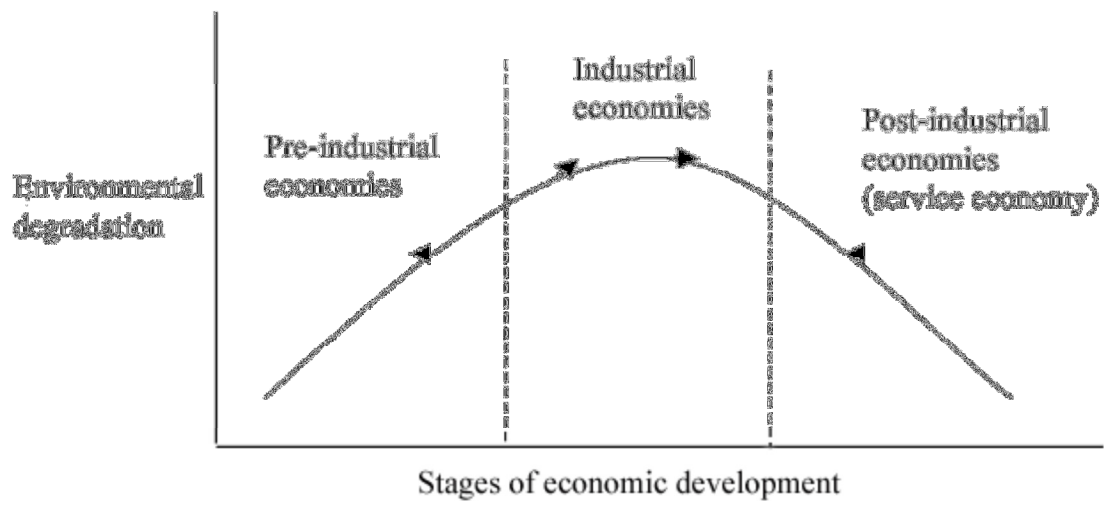
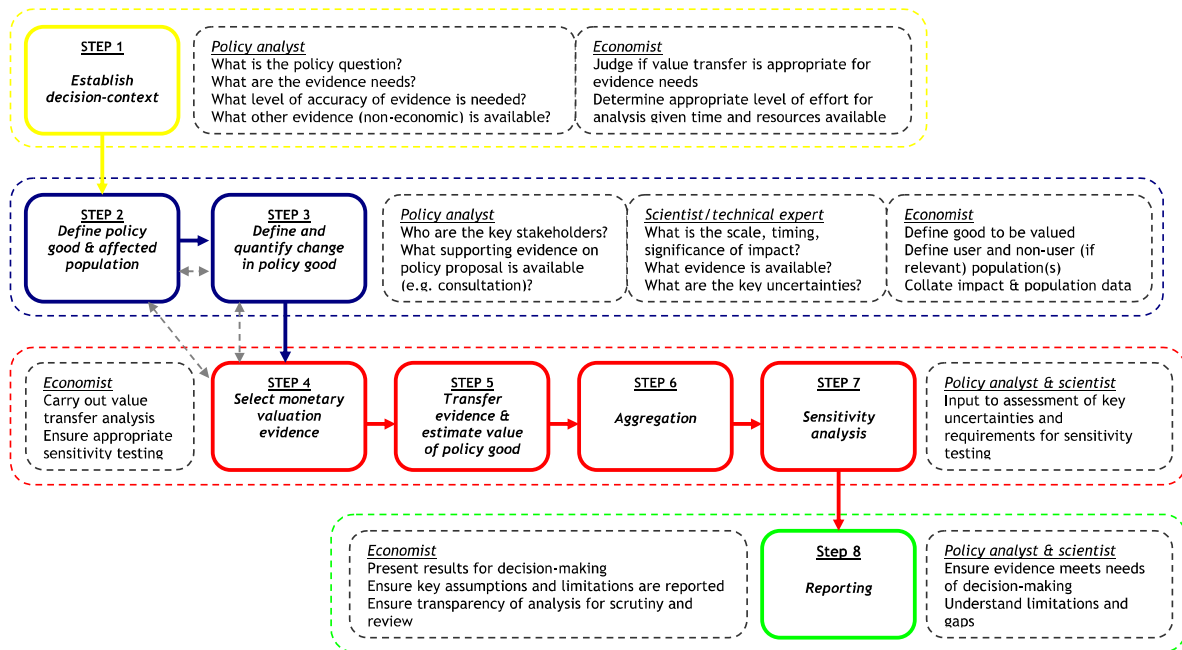


Figure A2.1 Courbe de Kuznets

ANNEXE - 3 GUIDE DU TRANSFERT DES BÉNÉFICES DE DEFRA

(Tiré de EFTEC, 2010, p. 1)

PRACTICAL STEPS FOR VALUE TRANSFER



ANNEXE - 4 RECENSEMENT DES TERRAINS DANS LE CORRIDOR FAUNIQUE

(Adapté du site web de MLS)

Rue	Ville	Numéro MLS	Taille de la maison (information originale du site web)	Taille de la maison en m ²	Taille du terrain (information originale du site web)	Taille du terrain en m ²
132 Côte Commandant	Mont-Tremblant	8659352	72.4565 m ²	73	18218 pi ²	1693
137 Côte Commandant	Mont-Tremblant	8501724	23'X23'	49	19895 pi ²	1848
301 Chemin Claude-Lefebvre	Mont-Tremblant	8576778	1878 pi ²	174	23795 pi ²	2211
105 chemin des Ancêtres	Mont-Tremblant	8590935	65'X30'	181	21345 pi ²	1983
253 chemin Claude-Lefebvre	Mont-Tremblant	8552625	1768.79 pi ²	164	2818 m ²	2818
131 Chemin des Eaux-Vives	Mont-Tremblant	8325670	5000 pi ²	465	5648.8 m ²	5649
227 chemin des cerfs	Mont-Tremblant	8619070	5000 pi ²	465	2274,3 m ²	2274
239 chemin des cerfs	Mont-Tremblant	8621786	3300 pi ²	307	1930 m ²	1930
600 chemin du Lac-Gauthier	Mont-Tremblant	8464404	7.25X7.25 m ²	53	8263.8 m ²	8264
185 Chemin de l'Entre-Nous	Mont-Tremblant	8635068	2008 pi ²	187	31485 pi ²	2925
181 Chemin du Pont-de-Fer	Mont-Tremblant	8507253	540 pi ²	50	144248 pi ²	13401
100 Chemin Robitaille	Mont-Tremblant	8530344	1750 pi ²	163	664.2 m ²	664
148 Chemin du Boisé-Ryan	Mont-Tremblant	8474740	20'X24'	45	30409 pi ²	2825
162 Chemin du Boisé-Ryan	Mont-Tremblant	8395576	1750 pi ²	163	3037.1 m ²	3037
158 Chemin du Boisé-Ryan	Mont-Tremblant	8395345	1750 pi ²	163	3037.1 m ²	3037
142 chemin du Belvédère	Mont-Tremblant	8605263	3216 pi ²	299	5944 m ²	5944
106 chemi du Belvédère	Mont-Tremblant	8612997	5240 pi ²	487	5124.5 m ²	4125
135 chemin des Malards	Mont-Tremblant	8637359	4500 pi ²	418	126516 pi ²	11754
195 Chemin O'Reilly	Mont-Tremblant	8624050	3434 pi ²	319	109300 pi ²	10154
104 Rue Richer	Mont-Tremblant	8630434	3350 pi ²	311	25487 pi ²	2368
144 Rue Richer	Mont-Tremblant	8665333	1384 pi ²	129	20545.75 pi ²	1909
240 chemin Jean-Paul-Lemieux	Mont-Tremblant	8560192	29575.9518 pi ²	2748	6201.3 m ²	6201
138 chemin Jean-Paul-Lemieux	Mont-Tremblant	8438853	3505.5 pi ²	326	6187,8 m ²	6188

**ANNEXE - 5 ÉTAPES DÉTAILLÉES DU CALCUL DE LA VALEUR
DE LA SÉQUESTRATION DU CO₂**

Annexe - 5 Étapes détaillées du calcul de la valeur de la séquestration du CO₂

1. Détermination de la taille moyenne des terrains dans le corridor faunique

Tableau A5.1 Taille moyenne des maisons et des terrains dans le corridor faunique

Tiré d'Agence canadienne de l'immobilier, 2011 (voir annexe 4)

	Superficie (m ²)
Taille moyenne des maisons	336
Taille moyenne des terrains	4 487

2. Règles urbanistiques selon affectation

Tableau A5.2 Comparaison des anciennes affectations et de la nouvelle

Adapté de VDMT, 2008a, p. 192-195 et de (2010)-100-2

	Anciennes affectations		Nouvelle affectation
Normes	Touristique Mixte	Villégiature	Faunique
Rapport bâti terrain maximal %	50 %	15 %	15 %
Densité d'habitation (log/ha)	2,5 à 5 (hors périmètre urbain)	1,67	0,5
Proportion de l'espace naturel	Non mentionnée	Non mentionnée	90%
Proportion de l'affectation composant le corridor faunique	46 %	54 %	100 %

3. Établissement du scénario de référence

Tableau A5.3 Taille moyenne des maisons et du chemin d'accès

Anciennes affectations	Taille du terrain (m ²)	Taille de la maison (m ²)	Taille du chemin d'accès (m ²)
Touristique mixte (46 %)	4 487	2 244	26
Villégiature (54 %)	4 487	673	53
Moyenne pondérée des anciennes affectations	4 487	1 388	41

Où :

i. 46 % = proportion de couverture de l'affectation « touristique faunique » du présent corridor

iii. 54 % = proportion de couverture de l'affectation « villégiature »

iv. Taille de la maison = taille du terrain (m²) * rapport bâti terrain maximal (m²) de l'affectation

v. Taille du chemin d'accès (m^2) = $\sqrt{\text{taille du terrain } (m^2)/2} + \sqrt{\text{taille de la maison } (m^2)/2} * 2.6 \text{ m}$

- 2.6 m est la largeur d'un chemin d'accès à Toronto (Toronto, 2011)

Tableau A5.4 Taille du couvert forestier

Anciennes affectations	Taille du couvert forestier (m^2)	Pourcentage du couvert forestier sur le terrain	Taille du couvert forestier à l'échelle du corridor faunique (m^2)
Touristique mixte (46 %)	2 218	49 %	110
Villégiature (54 %)	3 761	84 %	187
Moyenne pondérée des anciennes affectations	3 058	68 %	152

Où :

i. Taille du couvert forestier (m^2) = taille du terrain (m^2) - (taille de la maison (m^2) + taille du chemin d'accès (m^2))

ii. Pourcentage du couvert forestier sur le terrain = taille du couvert forestier (m^2)/taille du terrain (m^2)

iii. Taille du couvert forestier à l'échelle du corridor faunique (ha) = proportion du couvert forestier * $7,62 \text{ km}^2 * 31 \% / 10\,000$

- $7,62 \text{ km}^2$ est la superficie approximative du corridor faunique (Fréchette, 2011c)

- 31 % est la proportion du corridor faunique qui est sans contrainte (Levac, 2011b)

- Facteur de 10 000 pour ramener les km^2 en hectare

4. Établissement du scénario politique

Tableau A5.5 Taille du couvert forestier pour la nouvelle affectation

Affectation	Taille de la maison (m^2)	Taille du chemin d'accès (m^2)	Taille du couvert forestier (m^2)	Pourcentage du couvert forestier de la superficie du terrain	Taille du couvert forestier à l'échelle du corridor faunique (ha)
Faunique	673	53	3 761	84 %	187

5. Calcul des tonnes de CO₂ séquestrées dans le scénario de référence

Tableau A5.6 Proportion des groupes d'âge du couvert forestier

Adapté de MRNF, 1998 et de Del Degan, Massé et Associés Inc., 2003, p. 30

Types d'arbres se retrouvant dans la municipalité de Mont-Tremblant	Tables du rendement d'essence d'arbre du MRNF	Proportion des essences dans le corridor faunique	Proportion du couvert forestier âgé de 30 ans	Proportion du couvert forestier âgé de 50 ans	Proportion du couvert forestier âgé de 90 ans
Érable à sucre	Érable à sucre	9 %	47 %	22 %	31 %
Bouleau Jaune	Bouleau à papier	9 %	47 %	22 %	31 %
Bouleau blanc	Bouleau à papier	9 %	47 %	22 %	31 %
Hêtre à grande feuille	Feuillu tolérant	9 %	47 %	22 %	31 %
Peuplier	Peuplier faux-tremble	9 %	47 %	22 %	31 %
Tilleul d'Amérique	Feuillu tolérant	9 %	47 %	22 %	31 %
Érable rouge	Érable rouge	9 %	47 %	22 %	31 %
Pruche du Canada	Épinette blanche	9 %	47 %	22 %	31 %
Sapin Baumier	Sapin baumier	9 %	47 %	22 %	31 %
Épinette	Épinette rouge	9 %	47 %	22 %	31 %
Thuya	Thuya de l'Est	9 %	47 %	22 %	31 %

Où :

- i. Âges retenus afin de simplifier l'évaluation : 60, 80 et 120 ans (soit 30, 50 et 90 additionnés de 30 ans).
- ii. Hypothèse : chaque essence a un poids égal soit environ 9 % dans le corridor.

Tableau A5.7 Table de rendement du volume marchand brut à l'hectare (m³/ha) du MRNF par essence d'arbres pour IQS le plus bas et densité moyenne

Années	Bouleau à papier	Érable rouge	Peuplier faux-tremble	Peuplier hybride (feuillus)	Feuillus tolérants	Érable à sucre	Sapin baumier	Épinette rouge	Épinette blanche	Thuya de l'Est
10	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0
15	0	0	0	88	0	0	0	0	0	0
20	0	0	0	200	0	0	0	0	0	0
25	7	0	5	295	0	0	1	0	4	2
30	14	30	13	355	0	0	3	1	9	5
35	23	54	23	408	1	0	6	1	15	9
40	33	75	36	449	14	0	10	3	23	16
45	43	90	50	478	27	0	15	4	31	23
50	53	101	63	499	40	15	19	6	39	31
55	63	108	77	514	52	32	24	9	48	39
60	72	114	90	524	64	50	29	11	56	48
65	81	118	102	531	75	65	33	14	63	57
70	89	120	114	536	86	81	37	16	70	65
75	96	120	124	539	96	97	41	19	77	74
80	103	119	134	541	106	114	45	22	83	82
85	109	117	142	541	115	130	48	24	89	90
90	115	113	150	542	123	145	52	26	94	97
95	120	105	157	533	131	160	55	29	99	105
100	125	95	164	508	138	175	57	31	104	112
105	129	82	169	466	145	188	60	33	108	118
110	133	65	173	404	151	201	62	35	112	124
115	136	45	171	320	156	213	64	37	115	130

Années	Bouleau à papier	Érable rouge	Peuplier faux-tremble	Peuplier hybride (feuillus)	Feuillus tolérants	Érable à sucre	Sapin baumier	Épinette rouge	Épinette blanche	Thuya de l'Est
120	136	23	164	204	161	225	66	38	118	136

Tableau A5.8 Couvert forestier âgé de 30 ans – volume marchand brut à l’hectare de chaque essence (m³/ha). Tiré de MRNF, 1998

Années	Érable à sucre	Bouleau jaune	Bouleau blanc	Hêtre à grande feuille	Peuplier	Tilleul d'Amérique	Érable rouge	Pruche Canada	Sapin Baumier	Épinette	Thuya	Total
2010	0	14	14	0	13	0	30	9	3	1	5	89
2011	0	19	19	1	18	1	42	12	5	1	7	123
2012	0	19	19	1	18	1	42	12	5	1	7	123
2013	0	19	19	1	18	1	42	12	5	1	7	123
2014	0	19	19	1	18	1	42	12	5	1	7	123
2015	0	23	23	1	23	1	54	15	6	1	9	156
2016	0	28	28	8	30	8	65	19	8	2	13	207
2017	0	28	28	8	30	8	65	19	8	2	13	207
2018	0	28	28	8	30	8	65	19	8	2	13	207
2019	0	28	28	8	30	8	65	19	8	2	13	207
2020	0	33	33	14	36	14	75	23	10	3	16	257
2021	0	38	38	21	43	21	83	27	13	4	20	305
2022	0	38	38	21	43	21	83	27	13	4	20	305
2023	0	38	38	21	43	21	83	27	13	4	20	305
2024	0	38	38	21	43	21	83	27	13	4	20	305
2025	0	43	43	27	50	27	90	31	15	4	23	353
2026	8	48	48	34	57	34	96	35	17	5	27	407
2027	8	48	48	34	57	34	96	35	17	5	27	407
2028	8	48	48	34	57	34	96	35	17	5	27	407
2029	8	48	48	34	57	34	96	35	17	5	27	407
2030	15	53	53	40	63	40	101	39	19	6	31	460
2031	24	58	58	46	70	46	105	44	22	8	35	514
2032	24	58	58	46	70	46	105	44	22	8	35	514
2033	24	58	58	46	70	46	105	44	22	8	35	514
2034	24	58	58	46	70	46	105	44	22	8	35	514

Années	Érable à sucre	Bouleau jaune	Bouleau blanc	Hêtre à grande feuille	Peuplier	Tilleul d'Amérique	Érable rouge	Pruche Canada	Sapin Baumier	Épinette	Thuya	Total
2035	32	63	63	52	77	52	108	48	24	9	39	567
2036	41	68	68	58	84	58	111	52	27	10	44	619
2037	41	68	68	58	84	58	111	52	27	10	44	619
2038	41	68	68	58	84	58	111	52	27	10	44	619
2039	41	68	68	58	84	58	111	52	27	10	44	619
2040	50	72	72	64	90	64	114	56	29	11	48	

i. Les valeurs soulignées en gris ont été prises des tables de rendement du MRNF. Les autres valeurs sont un moyenne des deux valeurs limites (ex. : moyenne de 2010 et 2015 pour les années 2011,2012, 2013 et 2014).

ii. La valeur de 2040 est seulement utilisée pour calculer la moyenne de m³/ha de 2036 à 2039.

Tableau A5.9 Couvert forestier âgé de 50 ans – volume marchand brut à l’hectare de chaque essence (m³/ha)
Tiré de MRNF, 1998

Années	Érable à sucre	Bouleau jaune	Bouleau blanc	Hêtre à grande feuille	Peuplier	Tilleul d'Amérique	Érable rouge	Pruche Canada	Sapin Baumier	Épinette	Thuya	Total
2010	50	72	72	64	90	64	114	56	29	11	48	670
2011	58	77	77	70	96	70	116	60	31	13	53	717
2012	58	77	77	70	96	70	116	60	31	13	53	717
2013	58	77	77	70	96	70	116	60	31	13	53	717
2014	58	77	77	70	96	70	116	60	31	13	53	717
2015	65	81	81	75	102	75	118	63	33	14	57	764
2016	73	85	85	81	108	81	119	67	35	15	61	809
2017	73	85	85	81	108	81	119	67	35	15	61	809
2018	73	85	85	81	108	81	119	67	35	15	61	809
2019	73	85	85	81	108	81	119	67	35	15	61	809
2020	81	89	89	86	114	86	120	70	37	16	65	853
2021	89	93	93	91	119	91	120	74	39	18	69.5	895
2022	89	93	93	91	119	91	120	74	39	18	69.5	895

Années	Érable à sucre	Bouleau jaune	Bouleau blanc	Hêtre à grande feuille	Peuplier	Tilleul d'Amérique	Érable rouge	Pruche Canada	Sapin Baumier	Épinette	Thuya	Total
2023	89	93	93	91	119	91	120	74	39	18	69.5	895
2024	89	93	93	91	119	91	120	74	39	18	69.5	895
2025	97	96	96	96	124	96	120	77	41	19	74	936
2026	106	100	100	101	129	101	120	80	43	21	78	977
2027	106	100	100	101	129	101	120	80	43	21	78	977
2028	106	100	100	101	129	101	120	80	43	21	78	977
2029	106	100	100	101	129	101	120	80	43	21	78	977
2030	114	103	103	106	134	106	119	83	45	22	82	1 017
2031	122	106	106	111	138	111	118	86	47	23	86	1 053
2032	122	106	106	111	138	111	118	86	47	23	86	1 053
2033	122	106	106	111	138	111	118	86	47	23	86	1 053
2034	122	106	106	111	138	111	118	86	47	23	86	1 053
2035	130	109	109	115	142	115	117	89	48	24	90	1 088
2036	138	112	112	119	146	119	115	92	50	25	93.5	1 121
2037	138	112	112	119	146	119	115	92	50	25	93.5	1 121
2038	138	112	112	119	146	119	115	92	50	25	93.5	1 121
2039	138	112	112	119	146	119	115	92	50	25	93.5	1 121
2040*	145	115	115	123	150	123	113	94	52	26	97	

*La valeur de 2040 est pertinente pour calculer la moyenne du volume brut des 5 dernières années

Tableau A5.10 Couvert forestier âgé de 90 ans – volume marchand brut à l’hectare de chaque essence (m³/ha)
Tiré de MRNF, 1998

Années	Érable à sucre	Bouleau jaune	Bouleau blanc	Hêtre à grande feuille	Peuplier	Tilleul d'Amérique	Érable rouge	Pruche Canada	Sapin Baumier	Épinette	Thuya	Total
2010	145	115	115	123	150	123	113	94	52	26	97	1 153
2011	153	118	118	127	154	127	109	97	54	28	101	1 183
2012	153	118	118	127	154	127	109	97	54	28	101	1 183
2013	153	118	118	127	154	127	109	97	54	28	101	1 183
2014	153	118	118	127	154	127	109	97	54	28	101	1 183
2015	160	120	120	131	157	131	105	99	55	29	105	1 212

Années	Érable à sucre	Bouleau jaune	Bouleau blanc	Hêtre à grande feuille	Peuplier	Tilleul d'Amérique	Érable rouge	Pruche Canada	Sapin Baumier	Épinette	Thuya	Total
2016	168	123	123	135	161	135	100	102	56	30	109	1 238
2017	168	123	123	135	161	135	100	102	56	30	109	1 238
2018	168	123	123	135	161	135	100	102	56	30	109	1 238
2019	168	123	123	135	161	135	100	102	56	30	109	1 238
2020	175	125	125	138	164	138	95	104	57	31	112	1 264
2021	182	127	127	142	167	142	89	106	59	32	115	1 285
2022	182	127	127	142	167	142	89	106	59	32	115	1 285
2023	182	127	127	142	167	142	89	106	59	32	115	1 285
2024	182	127	127	142	167	142	89	106	59	32	115	1 285
2025	188	129	129	145	169	145	82	108	60	33	118	1 306
2026	195	131	131	148	171	148	74	110	61	34	121	1 323
2027	195	131	131	148	171	148	74	110	61	34	121	1 323
2028	195	131	131	148	171	148	74	110	61	34	121	1 323
2029	195	131	131	148	171	148	74	110	61	34	121	1 323
2030	201	133	133	151	173	151	65	112	62	35	124	1 340
2031	207	135	135	154	172	154	55	114	63	36	127	1 350
2032	207	135	135	154	172	154	55	114	63	36	127	1 350
2033	207	135	135	154	172	154	55	114	63	36	127	1 350
2034	207	135	135	154	172	154	55	114	63	36	127	1 350
2035	213	136	136	156	171	156	45	115	64	37	130	1 359
2036	219	136	136	159	168	159	34	117	65	38	133	1 362
2037	219	136	136	159	168	159	34	117	65	38	133	1 362
2038	219	136	136	159	168	159	34	117	65	38	133	1 362
2039	219	136	136	159	168	159	34	117	65	38	133	1 362
2040*	225	136	136	161	164	161	23	118	66	38	136	

*La valeur de 2040 est pertinente pour calculer la moyenne du volume brut des 5 dernières années

Tableau A5.11 Moyenne pondérée du volume marchand brut (m³/ha) à l'hectare en fonction des proportions d'âge du couvert forestier

Années	Érable à sucre	Bouleau jaune	Bouleau blanc	Hêtre à grande feuille	Peuplier	Tilleul d'Amérique	Érable rouge	Pruche Canada	Sapin Baumier	Épinette	Thuya	Total
2010	56	58	58	52	72	52	74	46	24	11	43	547
2011	60	62	62	55	77	55	79	49	26	12	46	582
2012	60	62	62	55	77	55	79	49	26	12	46	582
2013	60	62	62	55	77	55	79	49	26	12	46	582
2014	60	62	62	55	77	55	79	49	26	12	46	582
2015	64	66	66	58	82	58	84	52	27	13	49	617
2016	68	70	70	63	87	63	87	55	29	14	53	659
2017	68	70	70	63	87	63	87	55	29	14	53	659
2018	68	70	70	63	87	63	87	55	29	14	53	659
2019	68	70	70	63	87	63	87	55	29	14	53	659
2020	72	74	74	68	93	68	91	58	31	15	57	700
2021	76	78	78	74	98	74	93	62	33	15	60	738
2022	76	78	78	74	98	74	93	62	33	15	60	738
2023	76	78	78	74	98	74	93	62	33	15	60	738
2024	76	78	78	74	98	74	93	62	33	15	60	738
2025	80	81	81	79	103	79	94	65	35	16	64	777
2026	87	85	85	84	108	84	94	68	36	17	67	816
2027	87	85	85	84	108	84	94	68	36	17	67	816
2028	87	85	85	84	108	84	94	68	36	17	67	816
2029	87	85	85	84	108	84	94	68	36	17	67	816
2030	94	89	89	89	113	89	94	71	38	19	71	855
2031	102	92	92	94	117	94	92	75	40	20	75	891
2032	102	92	92	94	117	94	92	75	40	20	75	891
2033	102	92	92	94	117	94	92	75	40	20	75	891
2034	102	92	92	94	117	94	92	75	40	20	75	891
2035	110	96	96	98	120	98	90	78	42	21	78	927
2036	117	99	99	103	123	103	88	81	44	22	82	959
2037	117	99	99	103	123	103	88	81	44	22	82	959
2038	117	99	99	103	123	103	88	81	44	22	82	959

Années	Érable à sucre	Bouleau jaune	Bouleau blanc	Hêtre à grande feuille	Peuplier	Tilleul d'Amérique	Érable rouge	Pruche Canada	Sapin Baumier	Épinette	Thuya	Total
2039	117	99	99	103	123	103	88	81	44	22	82	959

Où :

i. La moyenne pondérée en multipliant les valeurs des trois précédents tableaux par la proportion du couvert forestier (ex. : pour l'érable à sucre en 2010 = $0 \text{ m}^3/\text{ha} * 47 \% + 50 \text{ m}^3/\text{ha} * 22 \% + 145 \text{ m}^3/\text{ha} * 31 \% = 56 \text{ m}^3/\text{ha}$).

Tableau A5.12 Volume marchand brut (m^3) à l'échelle du corridor faunique pour le scénario de référence

Années	Érable à sucre	Bouleau jaune	Bouleau blanc	Hêtre à grande feuille	Peuplier	Tilleul d'Amérique	Érable rouge	Pruche Canada	Sapin Baumier	Épinette	Thuya	Total
2010	757	786	786	707	980	707	1 005	619	324	148	582	7 401
2011	811	839	839	743	1 045	743	1 070	659	345	159	625	7 878
2012	811	839	839	743	1 045	743	1 070	659	345	159	625	7 878
2013	811	839	839	743	1 045	743	1 070	659	345	159	625	7 878
2014	811	839	839	743	1 045	743	1 070	659	345	159	625	7 878
2015	865	891	891	780	1 109	780	1 136	699	367	170	668	8 354
2016	920	945	945	852	1 183	852	1 184	745	390	183	717	8 917
2017	920	945	945	852	1 183	852	1 184	745	390	183	717	8 917
2018	920	945	945	852	1 183	852	1 184	745	390	183	717	8 917
2019	920	945	945	852	1 183	852	1 184	745	390	183	717	8 917
2020	976	1 000	1 000	924	1 257	924	1 233	791	413	197	765	9 480
2021	1 027	1 050	1 050	995	1 327	995	1 254	836	441	209	814	9 998
2022	1 027	1 050	1 050	995	1 327	995	1 254	836	441	209	814	9 998
2023	1 027	1 050	1 050	995	1 327	995	1 254	836	441	209	814	9 998
2024	1 027	1 050	1 050	995	1 327	995	1 254	836	441	209	814	9 998
2025	1 078	1 101	1 101	1 066	1 397	1 066	1 274	880	469	221	862	10 515
2026	1 178	1 152	1 152	1 135	1 461	1 135	1 272	923	492	236	912	11 047
2027	1 178	1 152	1 152	1 135	1 461	1 135	1 272	923	492	236	912	11 047
2028	1 178	1 152	1 152	1 135	1 461	1 135	1 272	923	492	236	912	11 047

Années	Érable à sucre	Bouleau jaune	Bouleau blanc	Hêtre à grande feuille	Peuplier	Tilleul d'Amérique	Érable rouge	Pruche Canada	Sapin Baumier	Épinette	Thuya	Total
2029	1 178	1 152	1 152	1 135	1 461	1 135	1 272	923	492	236	912	11 047
2030	1 279	1 202	1 202	1 204	1 526	1 204	1 270	965	515	251	962	11 579
2031	1 382	1 249	1 249	1 266	1 578	1 266	1 247	1 009	540	267	1 012	12 065
2032	1 382	1 249	1 249	1 266	1 578	1 266	1 247	1 009	540	267	1 012	12 065
2033	1 382	1 249	1 249	1 266	1 578	1 266	1 247	1 009	540	267	1 012	12 065
2034	1 382	1 249	1 249	1 266	1 578	1 266	1 247	1 009	540	267	1 012	12 065
2035	1 485	1 296	1 296	1 328	1 630	1 328	1 224	1 053	564	284	1 062	12 551
2036	1 589	1 334	1 334	1 389	1 669	1 389	1 191	1 092	590	295	1 113	12 986
2037	1 589	1 334	1 334	1 389	1 669	1 389	1 191	1 092	590	295	1 113	12 986
2038	1 589	1 334	1 334	1 389	1 669	1 389	1 191	1 092	590	295	1 113	12 986
2039	1 589	1 334	1 334	1 389	1 669	1 389	1 191	1 092	590	295	1 113	12 986

Où :

i. Le volume marchand brut à l'échelle du corridor faunique a été obtenu en multipliant la moyenne pondérée du volume brut de bois en fonction de l'âge par la proportion de l'essence dans le corridor (environ 9 %) et par la superficie du couvert forestier dans le corridor faunique selon le scénario (152 ha) (ex. : érable à sucre pour 2010 = $56 \text{ m}^3/\text{ha} * 9 \% * 152 \text{ ha} = 757 \text{ m}^3$)

Tableau A5.13 Facteurs de densité des essences d'arbres pour calculer la biomasse

Adapté de Tree Canada, 2009, p. 55

Types d'arbres se retrouvant dans la municipalité de Mont-Tremblant	Facteur de densité pour biomasse (tonne/m ³)
Érable à sucre	0,6
Bouleau jaune	0,51
Bouleau blanc	0,51
Hêtre à grande feuille	0,6
Peuplier	0,37
Tilleul d'Amérique	0,60
Érable rouge	0,60
Pruche du Canada	0,37

Types d'arbres se retrouvant dans la municipalité de Mont-Tremblant	Facteur de densité pour biomasse (tonne/m ³)
Sapin Baumier	0,34
Épinette	0,35
Thuya	0.31

Équations pour calculer les tonnes de carbones séquestrées dans les arbres :

i. Biomasse par-dessus terre (BPT) (t) = volume marchand (m³) * densité de l'espèce (t/m³) * 1,45 (Tree Canada, 2009, p. 26)

ii. Biomasse sous terre (BST) (t) = volume marchand (m³) * densité de l'espèce (t/m³) * 0,40 (*Ib.*)

iii. Stock total de CO₂ (tCO₂) = (BPT(t) + BST(t)) * 0,5 tC/tbiomasse * 3,6667 tCO₂/tC (*Ib.*)

Tableau A5.14 Tonnes de CO₂ séquestrées dans le corridor faunique pour le scénario de référence

Années	Érable à sucre	Bouleau jaune	Bouleau blanc	Hêtre à grande feuille	Peuplier	Tilleul d'Amérique	Érable rouge	Pruche Canada	Sapin Baumier	Épinette	Thuya	Total
2010	1 541	1 360	1 360	1 438	1 230	1 438	2 044	776	373	176	612	12 350
2011	1 651	1 451	1 451	1 512	1 311	1 512	2 178	826	398	189	657	13 136
2012	1 651	1 451	1 451	1 512	1 311	1 512	2 178	826	398	189	657	13 136
2013	1 651	1 451	1 451	1 512	1 311	1 512	2 178	826	398	189	657	13 136
2014	1 651	1 451	1 451	1 512	1 311	1 512	2 178	826	398	189	657	13 136
2015	1 760	1 542	1 542	1 586	1 392	1 586	2 311	877	424	202	702	13 923
2016	1 873	1 635	1 635	1 734	1 485	1 734	2 410	935	450	218	753	14 862
2017	1 873	1 635	1 635	1 734	1 485	1 734	2 410	935	450	218	753	14 862
2018	1 873	1 635	1 635	1 734	1 485	1 734	2 410	935	450	218	753	14 862
2019	1 873	1 635	1 635	1 734	1 485	1 734	2 410	935	450	218	753	14 862
2020	1 986	1 729	1 729	1 881	1 577	1 881	2 510	993	476	234	805	15 801
2021	2 090	1 817	1 817	2 025	1 665	2 025	2 551	1 049	509	248	856	16 651
2022	2 090	1 817	1 817	2 025	1 665	2 025	2 551	1 049	509	248	856	16 651
2023	2 090	1 817	1 817	2 025	1 665	2 025	2 551	1 049	509	248	856	16 651

Années	Érable à sucre	Bouleau jaune	Bouleau blanc	Hêtre à grande feuille	Peuplier	Tilleul d'Amérique	Érable rouge	Pruche Canada	Sapin Baumier	Épinette	Thuya	Total
2024	2 090	1 817	1 817	2 025	1 665	2 025	2 551	1 049	509	248	856	16 651
2025	2 194	1 904	1 904	2 170	1 753	2 170	2 593	1 104	541	262	906	17 501
2026	2 398	1 992	1 992	2 310	1 834	2 310	2 589	1 158	568	280	959	18 388
2027	2 398	1 992	1 992	2 310	1 834	2 310	2 589	1 158	568	280	959	18 388
2028	2 398	1 992	1 992	2 310	1 834	2 310	2 589	1 158	568	280	959	18 388
2029	2 398	1 992	1 992	2 310	1 834	2 310	2 589	1 158	568	280	959	18 388
2030	2 602	2 079	2 079	2 450	1 915	2 450	2 584	1 211	594	297	1 011	19 274
2031	2 812	2 161	2 161	2 576	1 981	2 576	2 538	1 267	622	317	1 064	20 075
2032	2 812	2 161	2 161	2 576	1 981	2 576	2 538	1 267	622	317	1 064	20 075
2033	2 812	2 161	2 161	2 576	1 981	2 576	2 538	1 267	622	317	1 064	20 075
2034	2 812	2 161	2 161	2 576	1 981	2 576	2 538	1 267	622	317	1 064	20 075
2035	3 021	2 242	2 242	2 703	2 046	2 703	2 492	1 322	651	337	1 116	20 875
2036	3 235	2 307	2 307	2 826	2 095	2 826	2 425	1 371	681	351	1 171	21 593
2037	3 235	2 307	2 307	2 826	2 095	2 826	2 425	1 371	681	351	1 171	21 593
2038	3 235	2 307	2 307	2 826	2 095	2 826	2 425	1 371	681	351	1 171	21 593
2039	3 235	2 307	2 307	2 826	2 095	2 826	2 425	1 371	681	351	1 171	21 593

Où :

i. La valeur des tonnes séquestrées a été obtenue en introduisant le volume marchand brut (m³) à l'échelle du corridor faunique pour le scénario de référence (tableau A5.11) dans les trois équations précédentes. Voici l'exemple pour l'érable à sucre en 2010 :

- Biomasse par-dessus terre (t) = $757 \text{ m}^3 * 0,6 \text{ t/m}^3 * 1,45 = 658,59 \text{ t}$

- Biomasse sous terre (t) = $757 \text{ m}^3 * 0,6 \text{ t/m}^3 * 0,4 = 181,68 \text{ t}$

- Stock total de CO₂ (tCO₂) = $(658,59 \text{ t} + 181,68 \text{ t}) * 0,5 \text{ tC/tbiomasse} * 3,6667 \text{ tCO}_2/\text{tC} = 1\,540,51 \text{ ou } 1\,541 \text{ tCO}_2$

6. Calcul des tonnes de CO₂ séquestrées dans le scénario politique

La méthodologie de calcul est la même que pour le scénario de référence. Seule, la valeur de la taille du couvert forestier à l'échelle du corridor faunique varie. Dans le scénario de référence, cette valeur a été estimée à 187 ha, soit plus élevée que pour le scénario de référence.

Tableau A5.15 Tonnes de CO₂ séquestrées dans le corridor faunique pour le scénario politique

Années	Érable à sucre	Bouleau jaune	Bouleau blanc	Hêtre à grande feuille	Peuplier	Tilleul d'Amérique	Érable rouge	Pruche Canada	Sapin Baumier	Épinette	Thuya	Total des tonnes séquestrées
2010	1 896	1 672	1 672	1 769	1 513	1 769	2 514	955	459	216	752	15 188
2011	2 030	1 784	1 784	1 860	1 612	1 860	2 678	1 016	490	232	808	16 155
2012	2 030	1 784	1 784	1 860	1 612	1 860	2 678	1 016	490	232	808	16 155
2013	2 030	1 784	1 784	1 860	1 612	1 860	2 678	1 016	490	232	808	16 155
2014	2 030	1 784	1 784	1 860	1 612	1 860	2 678	1 016	490	232	808	16 155
2015	2 165	1 896	1 896	1 951	1 712	1 951	2 842	1 078	521	248	863	17 122
2016	2 303	2 011	2 011	2 132	1 826	2 132	2 964	1 150	553	268	927	18 277
2017	2 303	2 011	2 011	2 132	1 826	2 132	2 964	1 150	553	268	927	18 277
2018	2 303	2 011	2 011	2 132	1 826	2 132	2 964	1 150	553	268	927	18 277
2019	2 303	2 011	2 011	2 132	1 826	2 132	2 964	1 150	553	268	927	18 277
2020	2 442	2 126	2 126	2 313	1 940	2 313	3 087	1 221	586	287	990	19 432
2021	2 570	2 234	2 234	2 491	2 048	2 491	3 138	1 290	626	305	1 052	20 477
2022	2 570	2 234	2 234	2 491	2 048	2 491	3 138	1 290	626	305	1 052	20 477
2023	2 570	2 234	2 234	2 491	2 048	2 491	3 138	1 290	626	305	1 052	20 477
2024	2 570	2 234	2 234	2 491	2 048	2 491	3 138	1 290	626	305	1 052	20 477
2025	2 698	2 342	2 342	2 668	2 156	2 668	3 189	1 358	666	322	1 115	21 523
2026	2 949	2 450	2 450	2 841	2 255	2 841	3 183	1 424	698	344	1 179	22 613
2027	2 949	2 450	2 450	2 841	2 255	2 841	3 183	1 424	698	344	1 179	22 613
2028	2 949	2 450	2 450	2 841	2 255	2 841	3 183	1 424	698	344	1 179	22 613
2029	2 949	2 450	2 450	2 841	2 255	2 841	3 183	1 424	698	344	1 179	22 613
2030	3 200	2 557	2 557	3 013	2 355	3 013	3 178	1 490	731	366	1 244	23 703

Années	Érable à sucre	Bouleau jaune	Bouleau blanc	Hêtre à grande feuille	Peuplier	Tilleul d'Amérique	Érable rouge	Pruche Canada	Sapin Baumier	Épinette	Thuya	Total des tonnes séquestrées
2031	3 458	2 657	2 657	3 168	2 436	3 168	3 121	1 558	765	390	1 308	24 688
2032	3 458	2 657	2 657	3 168	2 436	3 168	3 121	1 558	765	390	1 308	24 688
2033	3 458	2 657	2 657	3 168	2 436	3 168	3 121	1 558	765	390	1 308	24 688
2034	3 458	2 657	2 657	3 168	2 436	3 168	3 121	1 558	765	390	1 308	24 688
2035	3 716	2 757	2 757	3 324	2 516	3 324	3 065	1 625	800	415	1 373	25 672
2036	3 978	2 837	2 837	3 475	2 576	3 475	2 982	1 686	837	431	1 440	26 555
2037	3 978	2 837	2 837	3 475	2 576	3 475	2 982	1 686	837	431	1 440	26 555
2038	3 978	2 837	2 837	3 475	2 576	3 475	2 982	1 686	837	431	1 440	26 555
2039	3 978	2 837	2 837	3 475	2 576	3 475	2 982	1 686	837	431	1 440	26 555

7. Détermination de la valeur des tonnes de CO₂ séquestrées

Tableau A5.16 Prix de la tonne de CO₂

	Coût de la tonne
Coût social moyen É.-U. d'une tonne de CO ₂ en 2010 (en dollars 2007 É.-U.)	21 \$
Coût social moyen É.-U. d'une tonne de CO ₂ en 2010 (en dollars 2010 canadiens)	24 \$

Où :

i. Ajustement en dollars 2010 = prix É.-U. en dollars 2007 * taux de change dollars É.-U. 2007/dollars canadiens 2007 * IPC dollars canadiens 2010/IPC dollars canadiens 2007

- Taux de change dollars US 2007/dollars canadiens 2007 = 1.07478127 \$ É.-U./\$ canadiens (Agence de revenu du Canada, 2010)

- IPC québécois 2010 = 114,8 (Statistique canada, 2011)

- IPC québécois 2007 = 110,4 (*Ib.*)

8. Calcul de la valeur de la quantité de tonnes de CO₂ séquestrées

Tableau A5.17 Flux monétaires de la séquestration du CO₂ dans le scénario de référence

Nombre d'années du projet	Année	Total des tonnes de CO ₂ séquestrées	Flux monétaires annuels	Valeur actualisée des flux monétaires à 3 % pour l'année 2010
0	2010	12 350	295 369 \$	295 369 \$
1	2011	13 136	314 180 \$	305 029 \$
2	2012	13 136	314 180 \$	296 145 \$
3	2013	13 136	314 180 \$	287 520 \$
4	2014	13 136	314 180 \$	279 145 \$
5	2015	13 923	332 992 \$	287 242 \$
6	2016	14 862	355 450 \$	297 684 \$
7	2017	14 862	355 450 \$	289 013 \$
8	2018	14 862	355 450 \$	280 595 \$
9	2019	14 862	355 450 \$	272 423 \$
10	2020	15 801	377 908 \$	281 199 \$
11	2021	16 651	398 239 \$	287 696 \$
12	2022	16 651	398 239 \$	279 317 \$
13	2023	16 651	398 239 \$	271 181 \$
14	2024	16 651	398 239 \$	263 283 \$
15	2025	17 501	418 570 \$	268 664 \$

Nombre d'années du projet	Année	Total des tonnes de CO ₂ séquestrées	Flux monétaires annuels	Valeur actualisée des flux monétaires à 3 % pour l'année 2010
16	2026	18 388	439 776 \$	274 054 \$
17	2027	18 388	439 776 \$	266 071 \$
18	2028	18 388	439 776 \$	258 322 \$
19	2029	18 388	439 776 \$	250 798 \$
20	2030	19 274	460 981 \$	255 234 \$
21	2031	20 075	480 123 \$	258 090 \$
22	2032	20 075	480 123 \$	250 573 \$
23	2033	20 075	480 123 \$	243 274 \$
24	2034	20 075	480 123 \$	236 189 \$
25	2035	20 875	499 265 \$	238 452 \$
26	2036	21 593	516 440 \$	239 470 \$
27	2037	21 593	516 440 \$	232 496 \$
28	2038	21 593	516 440 \$	225 724 \$
29	2039	21 593	516 440 \$	219 149 \$
			Total	7 989 401 \$

Où :

i. Les flux monétaires ont été obtenus en multipliant le total des tonnes de CO₂ séquestrées annuellement par le coût social marginal de la tonne de CO₂ en 2010 (en dollars 2010 canadiens) (ex. : flux monétaire de 2010 = 12 350 tCO₂ * 24 \$)

ii. La valeur actualisée a été obtenue en actualisant les flux monétaires à un taux de 3 %

$$= \text{Flux monétaire annuel (\$)} / (1 + 3 \%)^{\text{année}}$$

$$\text{Ex. : } 2039 = 516\,444 \$ / (1 + 3 \%)^{29} \$$$

Tableau A5.18 Flux monétaires de la séquestration du CO₂ dans le scénario politique

Nombre d'années du projet	Année	Total des tonnes séquestrées	Flux monétaires annuels	Valeur actualisée des flux monétaires à 3 % pour l'année 2010
0	2010	15 188	363 245 \$	363 245 \$
1	2011	16 155	386 379 \$	375 126 \$
2	2012	16 155	386 379 \$	364 200 \$
3	2013	16 155	386 379 \$	353 592 \$
4	2014	16 155	386 379 \$	343 293 \$
5	2015	17 122	409 514 \$	353 250 \$
6	2016	18 277	437 133 \$	366 092 \$
7	2017	18 277	437 133 \$	355 429 \$
8	2018	18 277	437 133 \$	345 077 \$
9	2019	18 277	437 133 \$	335 026 \$

Nombre d'années du projet	Année	Total des tonnes séquestrées	Flux monétaires annuels	Valeur actualisée des flux monétaires à 3 % pour l'année 2010
10	2020	19 432	464 752 \$	345 819 \$
11	2021	20 477	489 755 \$	353 809 \$
12	2022	20 477	489 755 \$	343 504 \$
13	2023	20 477	489 755 \$	333 499 \$
14	2024	20 477	489 755 \$	323 786 \$
15	2025	21 523	514 758 \$	330 403 \$
16	2026	22 613	540 836 \$	337 031 \$
17	2027	22 613	540 836 \$	327 215 \$
18	2028	22 613	540 836 \$	317 684 \$
19	2029	22 613	540 836 \$	308 431 \$
20	2030	23 703	566 915 \$	313 887 \$
21	2031	24 688	590 456 \$	317 399 \$
22	2032	24 688	590 456 \$	308 155 \$
23	2033	24 688	590 456 \$	299 179 \$
24	2034	24 688	590 456 \$	290 465 \$
25	2035	25 672	613 997 \$	293 248 \$
26	2036	26 555	635 118 \$	294 501 \$
27	2037	26 555	635 118 \$	285 923 \$
28	2038	26 555	635 118 \$	277 595 \$
29	2039	26 555	635 118 \$	269 510 \$
			Total	9 825 374 \$

Tableau A5.19 Coût social marginal évité avec le corridor faunique

	Valeur de la séquestration du CO2 en 2010
Scénario politique	9 825 374 \$
Scénario de référence	7 989 401 \$
Différence	1 835 973 \$

**ANNEXE - 6 ÉTAPES DÉTAILLÉES DU CALCUL DES RETOMBÉES
ÉCONOMIQUES DU CERF DE VIRGINIE**

Annexe - 6 Étapes détaillées de calcul des retombées économiques du cerf de Virginie

1. Données de départ

Tableau A6.1 Couvert forestier, indice de perturbation et taux de croissance de la population du cerf de Virginie

Scénarios	Couvert forestier (%)	Indice de perturbation (% non couvert forestier)	Taux de croissance annuel de la population de chevreuil
Référence	68 %	32 %	1,0912
Politique	84 %	16 %	1,1416

Où :

- i. Indice de perturbation = 100 – couvert forestier (%)
- ii. Modèle du taux de croissance de caribou de Sorensen (Sorensen *et al.*, 2008) = 1,192 + - 0,00315 * indice de perturbation humaine + -0,00292 * indice de perturbation feu
- iii. Retombées économiques annuelles par chasseur en dollars 2010 = 672 \$ (MRNF, 2010)

2. Scénario de référence

Tableau A6.2 Évolution du nombre de permis et de retombées économiques locales sur 30 ans à un taux de croissance annuelle de 1,0912

Nombre d'années	Année	Nombre de permis de chasse pour Mont-Tremblant en fonction de l'augmentation de la population de cerfs de Virginie	Retombées locales actualisées en dollar de 2010	Valeur actualisée en 2010 à 3 %
0	2010	2 427	1 661 170 \$	1 661 170 \$
1	2011	2 648	1 779 510 \$	1 727 680 \$
2	2012	2 890	1 941 801 \$	1 830 334 \$
3	2013	3 153	2 118 894 \$	1 939 088 \$
4	2014	3 441	2 312 137 \$	2 054 304 \$
5	2015	3 754	2 523 004 \$	2 176 365 \$
6	2016	4 097	2 753 102 \$	2 305 679 \$
7	2017	4 471	3 004 185 \$	2 442 677 \$
8	2018	4 878	3 278 166 \$	2 587 815 \$
9	2019	5 323	3 577 135 \$	2 741 576 \$
10	2020	5 809	3 903 370 \$	2 904 474 \$
11	2021	6 338	4 259 357 \$	3 077 050 \$
12	2022	6 916	4 647 810 \$	3 259 881 \$
13	2023	7 547	5 071 691 \$	3 453 574 \$

Nombre d'années	Année	Nombre de permis de chasse pour Mont-Tremblant en fonction de l'augmentation de la population de cerfs de Virginie	Retombées locales actualisées en dollar de 2010	Valeur actualisée en 2010 à 3 %
14	2024	8 235	5 534 229 \$	3 658 777 \$
15	2025	8 987	6 038 950 \$	3 876 172 \$
16	2026	9 806	6 589 703 \$	4 106 485 \$
17	2027	10 700	7 190 684 \$	4 350 482 \$
18	2028	11 676	7 846 474 \$	4 608 976 \$
19	2029	12 741	8 562 072 \$	4 882 830 \$
20	2030	13 903	9 342 933 \$	5 172 956 \$
21	2031	15 171	10 195 009 \$	5 480 320 \$
22	2032	16 555	11 124 794 \$	5 805 946 \$
23	2033	18 065	12 139 375 \$	6 150 921 \$
24	2034	19 712	13 246 486 \$	6 516 393 \$
25	2035	21 510	14 454 565 \$	6 903 581 \$
26	2036	23 471	15 772 822 \$	7 313 774 \$
27	2037	25 612	17 211 303 \$	7 748 340 \$
28	2038	27 948	18 780 974 \$	8 208 727 \$
29	2039	30 497	20 493 799 \$	8 696 469 \$
			Total	127 642 816 \$

Où :

i. Actualisation en 2010 = (nombre de permis de chasse pour Mont-Tremblant en fonction de l'augmentation de la population de cerfs de Virginie * 672 \$) / (1 + 3 %)^{Nombre d'années}

3 - Scénario politique

Tableau A6.3 Évolution du nombre de permis et de retombées économiques locales sur 30 ans à un taux de croissance annuelle 1,1416

Nombre d'années	Année	Nombre de permis de chasse pour Mont-Tremblant en fonction de l'augmentation de la population de cerfs de Virginie	Retombées locales (\$ canadien)	Valeur actualisée en 2010 à 3 %
0	2010	2 427	1 630 783 \$	1 630 783 \$
1	2011	2 770	1 861 702 \$	1 807 477 \$
2	2012	3 163	2 125 318 \$	2 003 317 \$
3	2013	3 611	2 426 264 \$	2 220 375 \$
4	2014	4 122	2 769 823 \$	2 460 951 \$
5	2015	4 705	3 162 029 \$	2 727 594 \$
6	2016	5 372	3 609 773 \$	3 023 128 \$
7	2017	6 132	4 120 917 \$	3 350 682 \$
8	2018	7 001	4 704 438 \$	3 713 727 \$
9	2019	7 992	5 370 587 \$	4 116 108 \$
10	2020	9 124	6 131 062 \$	4 562 086 \$

Nombre d'années	Année	Nombre de permis de chasse pour Mont-Tremblant en fonction de l'augmentation de la population de cerfs de Virginie	Retombées locales (\$ canadien)	Valeur actualisée en 2010 à 3 %
11	2021	10 416	6 999 220 \$	5 056 386 \$
12	2022	11 890	7 990 310 \$	5 604 243 \$
13	2023	13 574	9 121 738 \$	6 211 460 \$
14	2024	15 496	10 413 376 \$	6 884 468 \$
15	2025	17 690	11 887 910 \$	7 630 397 \$
16	2026	20 195	13 571 238 \$	8 457 147 \$
17	2027	23 055	15 492 925 \$	9 373 475 \$
18	2028	26 320	17 686 723 \$	10 389 086 \$
19	2029	30 046	20 191 163 \$	11 514 738 \$
20	2030	34 301	23 050 232 \$	12 762 355 \$
21	2031	39 158	26 314 145 \$	14 145 150 \$
22	2032	44 703	30 040 228 \$	15 677 770 \$
23	2033	51 033	34 293 924 \$	17 376 448 \$
24	2034	58 259	39 149 944 \$	19 259 178 \$
25	2035	66 508	44 693 576 \$	21 345 901 \$
26	2036	75 926	51 022 186 \$	23 658 719 \$
27	2037	86 677	58 246 928 \$	26 222 129 \$
28	2038	98 950	66 494 693 \$	29 063 284 \$
29	2039	112 962	75 910 341 \$	32 212 277 \$
			Total	314 460 837 \$